



Komisja
Europejska

WKŁAD NAUKOWY WCB DO RAPORTU
DOTYCZĄCEGO STRATEGII

Dokument Referencyjny Najlepszych Dostępnych Technik (BAT) dla Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym

*Dyrektywa 2010/75/UE w sprawie
emisji przemysłowych
(zintegrowane zapobieganie
zanieczyszczeniom i ich kontrola)*

Thomas Brinkmann, German Giner Santonja,
Hande Yukseler, Serge Roudier,
Luis Delgado Sancho

2016



Dokument Referencyjny Najlepszych
Dostępnych Technik (BAT) dla
Wspólnych systemów
oczyszczania/zagospodarowania
ścieków i gazów odlotowych w
sektorze chemicznym

Dyrektywa 2010/75/UE w sprawie emisji
przemysłowych Zintegrowane
zapobieganie zanieczyszczeniom i ich
kontrola

Autorzy:

Thomas Brinkmann
Germán Giner Santonja
Hande Yükseler
Serge Roudier
Luis Delgado Sancho

2016

Niniejsza publikacja jest raportem Wkładu Naukowego Wspólnego Centrum Badawczego (WCB), służby ds. nauki i wiedzy Komisji Europejskiej. Ma ona na celu oparte na danych wsparcie naukowe kształtowania strategii europejskiej. Przedstawione wyniki naukowe nie sugerują stanowiska Komisji Europejskiej odnośnie do strategii. Ani Komisja Europejska, ani żadna osoba działająca w imieniu Komisji nie ponosi odpowiedzialności za sposób wykorzystania niniejszej publikacji.

Informacje kontaktowe

Nazwa: Europejskie Biuro IPPC
Adres: Wspólne Centrum Badawcze, Expo c/ Inca Garcilaso 3, E-41092 Sewilla, Hiszpania
E-mail: JRC-IPTS-EIPPCB@ec.europa.eu
Tel.: +34 95 4488 284
<https://ec.europa.eu/jrc>

Informacje prawne

Na mocy decyzji Komisji 2002/975/WE z dnia 12 grudnia 2011 r. w zakresie ponownego wykorzystywania Dokumentów Komisji (2011/833/UE), niniejszy dokument BREF podlega ponownemu wykorzystaniu, z wyjątkiem części objętych prawami osób trzecich, które mogą znajdować się w dokumencie (takich, jak obrazy, tabele, dane, materiał pisemny lub im podobne, do których prawa muszą zostać nabyte oddzielnie od odpowiednich osób posiadających takie prawa w celu dalszego wykorzystania). Komisja Europejska nie ponosi odpowiedzialności za jakiegokolwiek skutki wynikające z ponownego wykorzystania niniejszej publikacji. Każde ponowne wykorzystanie wymaga podania źródła i braku zniekształcenia pierwotnego znaczenia lub przesłania.

WCB103096

EUR 28112 EN

PDF ISBN 978-92-79-61996-0 ISSN 1831-9424 doi:10.2791/37535

Luksemburg: Urząd Publikacji Unii Europejskiej, 2016

© Unia Europejska, 2016

Sposób cytowania: Thomas Brinkmann, German Giner Santonja, Hande Yukseker, Serge Roudier, Luis Delgado Sancho; Dokument Referencyjny Najlepszych Dostępnych Technik (BAT) dla Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym; EUR 28112 EN; doi:10.2791/37535

Prawa autorskie do zdjęć na okładce, od lewej do prawej: 1. Biologiczne oczyszczanie ścieków w zakładach petrochemicznych: © BDP EnviroTech, LLC. (BDPEnviroTech.com); 2. Basen z wodą myjącą w oczyszczalni ścieków: © fotolia.com – Bogdan Wankowicz

Tytuł Dokument Referencyjny Najlepszych Dostępnych Technik (BAT) dla Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym

Streszczenie:

Dokument referencyjny BAT (BREF) zatytułowany "Wspólne systemy oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym" stanowi część serii przedstawiającej wyniki wymiany informacji między państwami członkowskimi UE, zainteresowanymi branżami, organizacjami pozarządowymi działającymi na rzecz ochrony środowiska a Komisją w celu opracowania, dokonania przeglądu oraz w razie potrzeby aktualizacji dokumentów referencyjnych BAT zgodnie z wymogami art. 13 ust. 1 dyrektywy 2010/75 / UE w sprawie emisji przemysłowych. Niniejszy dokument został opublikowany przez Komisję Europejską zgodnie z art. 13 ust. 6 Dyrektywy. Niniejszy dokument BREF dotyczący Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym dotyczy czynności określonych w sekcjach 4 i 6.11 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/EU, a mianowicie:

- Sekcji 4; Przemysł chemiczny;
- Sekcji 6,11; Oczyszczanie ścieków nieobjętych Dyrektywą Rady 91/271/EWG i pochodzących z instalacji prowadzących działania objęte Sekcją 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE.

Niniejszy dokument obejmuje również łączone oczyszczanie ścieków różnego pochodzenia, jeżeli główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z działań objętych Sekcją 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE.

W szczególności niniejszy dokument obejmuje następujące zagadnienia:

- systemy zarządzania środowiskowego;
- oszczędzanie wody;
- gospodarowanie ściekami oraz ich odprowadzanie i oczyszczanie;
- gospodarowanie odpadami;
- obróbka osadu ściekowego za wyjątkiem spalania;
- gospodarowanie gazami odlotowymi oraz ich odprowadzanie i oczyszczanie;
- spalanie w pochodni;
- rozproszone emisje lotnych związków organicznych (LZO) do powietrza;
- emisje odorów;
- emisje hałasu;

Ważnymi zagadnieniami związanymi z wdrażaniem dyrektywy 2010/75/UE w przemyśle chemicznym są emisje do powietrza i wody. Niniejszy dokument BREF zawiera sześć rozdziałów. Rozdział 1 zawiera ogólne informacje na temat ścieków i gazów odlotowych. Rozdział 2 zawiera dane i informacje dotyczące wyników w dziedzinie ochrony środowiska oczyszczalni ścieków (OŚ) na terenach zakładów chemicznych. W rozdziale 3 opisano bardziej szczegółowo techniki zapobiegania lub, w przypadku gdy nie jest to wykonalne, ograniczenia wpływu na środowisko eksploatowanych instalacji w tym sektorze, które były brane pod uwagę przy ustalaniu BAT. Informacje te obejmują, w stosownych przypadkach, poziomy wyników w dziedzinie ochrony środowiska (np. poziomy emisji i zużycia), które można osiągnąć za pomocą technik, związanego z nimi monitorowania oraz zagadnienia kosztów i przenoszenia zanieczyszczeń związane z tymi technikami. W rozdziale 4 przedstawiono wnioski dotyczące BAT zdefiniowane w art. 3 ust. 12 Dyrektywy. W rozdziale 5 przedstawiono wnioski dotyczące BAT zdefiniowane w art. 3 ust. 14 Dyrektywy. W rozdziale 5 przedstawiono informacje na temat "nowych technik" zdefiniowanych w art. 3 ust. 14 Dyrektywy.

Podziękowania

Niniejszy raport został opracowany przez Europejskie Biuro ds. Zintegrowanego Zapobiegania i Kontroli Zanieczyszczeń

(EIPPCB) przy Wspólnym Centrum Badawczym Komisji Europejskiej – Dyrekcji B: Wzrost i Innowacja pod nadzorem p. Serge Roudiera (Dyrektora EIPPCB) i Luisa Delgado Sancho (Dyrektora Działu Gospodarki Okrężnej i Wiodącej Pozycji w Przemśle).

Autorami niniejszego dokumentu BREF byli p. Thomas Brinkmann, p. Germán Giner Santonja, p. Hande Yükseler i p. Serge Roudier.

Niniejszy raport został sporządzony w ramach wdrażania Dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych (2010/75/UE) i jest wynikiem wymiany informacji, o których mowa w Art. 13 Dyrektywy.

Informacje zostały dostarczone przede wszystkim przez CEFIC (Europejską Radę ds. Przemysłu Chemicznego) i kilka państw członkowskich UE (Austrię, Belgię, Czechy, Danię, Francję, Niemcy, Irlandię, Włochy, Holandię, Polskę, Portugalię, Hiszpanię, Szwecję i Wielką Brytanię). Wkładu w proces oceny dokonały również Finlandia, CONCAWE (Europejska Organizacja Przedsiębiorstw Naftowych na rzecz Środowiska, Zdrowia i Bezpieczeństwa), EEB (Europejskie Biuro Ochrony Środowiska), HWE (Europejska Organizacja ds. Odpadów Niebezpiecznych) oraz Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych.

Cały zespół EIPPCB uczestniczył i udzielił niezbędnego wsparcia w procesie wzajemnej oceny i weryfikacji.

Niniejszy dokument jest jednym z serii planowanych dokumentów wyszczególnionych poniżej (na chwilę sporządzania raportu, przygotowano następujące dokumenty):

Dokument Referencyjny Najlepszych Dostępnych Technik	Kod
Produkcja wyrobów ceramicznych	CER
<i>Wspólne systemy oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym</i>	CWW
Emisje pochodzące z magazynowania	EFS
Efektywność energetyczna	ENE
Przetwórstwo metali żelaznych	FMP
Przetwórstwo żywności, produkcja napojów i mleka	FDM
Przemysłowe systemy chłodzenia	ICS
Intensywny chów i hodowla drobiu oraz trzody chlewnej	IRPP
Produkcja żelaza i stali	IS
Duże obiekty energetycznego spalania	LCP
Produkcja wielkotonażowych związków nieorganicznych – amoniaku, kwasów i nawozów sztucznych	LVIC – AAF
Produkcja wielkotonażowych związków nieorganicznych – substancje stałe i inne	LVIC-S
Produkcja wielkotonażowych związków organicznych	LVOC
Gospodarka odpadami przeróbczymi i skałą płonną rud	MTWR
Przemysł szklarski	GLS
Wytwarzanie organicznych chemikaliów wysokowartościowych	OFC
Produkcja metali nieżelaznych	NFM
Produkcja cementu, wapna i tlenku magnezu	CLM
Przemysł chloro-alkaliczny	CAK
Produkcja polimerów	POL
Produkcja masy włóknistej, papieru lub tektury	PP
Produkcja specjalistycznych chemikaliów nieorganicznych	SIC
Produkcja paneli drewnianych	WBP
Rafinacja ropy naftowej i gazu	REF
Ubojnie oraz przetwarzanie ubocznych produktów pochodzenia zwierzęcego	SA
Kuźnictwo i odlewnictwo	SF
Powierzchniowa obróbka metali i tworzyw sztucznych	STM
Obróbka powierzchniowa z wykorzystaniem rozpuszczalników organicznych	STS
Garbowanie skór	TAN
Przemysł tekstylny	TXT
Spalanie odpadów	WI
Przetwarzanie odpadów	WT
Dokument referencyjny	
Gospodarka i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska	ECM
Monitorowanie emisji z instalacji IED do powietrza i wody	ROM

Wersje wstępne i końcowe dokumentów są ogólnie dostępne w postaci elektronicznej i można je pobrać pod adresem <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/>.

WSTĘP

1. Status dokumentu

W niniejszym dokumencie, odniesienia do „Dyrektywy” dotyczą Dyrektywy 2010/75/UE Parlamentu Europejskiego i Rady w sprawie emisji przemysłowych (zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola) (wersja przekształcona), o ile nie zostanie określone inaczej.

Oryginalny dokument referencyjny Najlepszych Dostępnych Technik (BAT) dla Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym (BREF) został przyjęty przez Komisję Europejską w 2003 r. Niniejszy dokument jest wynikiem oceny tamtego dokumentu BREF. Proces oceny rozpoczęto w styczniu 2008 r.

Niniejszy dokument referencyjny BAT dotyczący wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym stanowi część serii przedstawiającej wyniki wymiany informacji między państwami członkowskimi UE, zainteresowanymi branżami, organizacjami pozarządowymi działającymi na rzecz ochrony środowiska a Komisją w celu opracowania, dokonania przeglądu oraz w razie potrzeby aktualizacji dokumentów referencyjnych BAT zgodnie z wymogami art. 13 ust. 1 Dyrektywy. Niniejszy dokument został opublikowany przez Komisję Europejską zgodnie z art. 13 ust. 6 Dyrektywy.

Zgodnie z postanowieniami Art. 13 ust. 5 Dyrektywy, w dniu 30 maja przyjęto Decyzję Wykonawczą Komisji (UE) 2016/902 w sprawie konkluzji BAT zawartych w Rozdziale 4 i opublikowano ją w dniu 9 czerwca 2016 r¹.

2. Uczestnicy procesu wymiany informacji

Zgodnie z wymogami Art. 13, ust. 3 Dyrektywy, Komisja ustanowiła forum promujące wymianę informacji, złożone z przedstawicieli państw członkowskich, zainteresowanych branż i organizacji pozarządowych działających na rzecz ochrony środowiska (Decyzja Komisji z dnia 16 maja 2011 r. ustanawiająca forum wymiany informacji na podstawie art. 13 dyrektywy 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych (2011/C 146/03), Dz. U. C 146, 17.05.2011, str. 3).

Członkowie forum powołali ekspertów technicznych wchodzących w skład technicznej grupy roboczej (TWG), stanowiącej główne źródło informacji przy sporządzaniu niniejszego dokumentu. Prace TWG nadzorowało Europejskie Biuro IPPC (Wspólne Centrum Badawczego Komisji)

3. Struktura i treść dokumentu

Rozdział 1 zawiera ogólne informacje na temat ścieków i gazów odlotowych, w tym ogólne informacje na temat systemów zarządzania i przetwarzania stosowanych w przemyśle chemicznym.

Rozdział 2 zawiera dane i informacje dotyczące wyników w dziedzinie ochrony środowiska oczyszczalni ścieków (OŚ) na terenach zakładów chemicznych działających w momencie sporządzania dokumentu, pod względem aktualnych emisji, zużycia i rodzaju surowców, zużycia wody, zużycia energii i wytwarzania odpadów.

W rozdziale 3 opisano bardziej szczegółowo techniki zapobiegania lub, w przypadku gdy nie jest to wykonalne, ograniczenia wpływu na środowisko eksploatowanych instalacji w tym sektorze, które były brane pod uwagę przy ustalaniu BAT. Informacje te obejmują, w stosownych przypadkach, poziomy wyników w dziedzinie ochrony środowiska (np. poziomy emisji i zużycia),

¹ Dz. U. L 146, 17.05.2016, str. 23.

które można osiągnąć za pomocą technik, związanego z nimi monitorowania oraz zagadnienia kosztów i przenoszenia zanieczyszczeń związane z tymi technikami.

W rozdziale 4 przedstawiono wnioski dotyczące BAT zdefiniowane w art. 3 ust. 12 Dyrektywy.

W rozdziale 5 przedstawiono wnioski dotyczące BAT zdefiniowane w art. 3 ust. 14 Dyrektywy.

Uwagi końcowe i zalecenia dotyczące przyszłych prac przedstawiono w rozdziale 6.

4. Źródła informacji

Niniejszy dokument został oparty na informacjach zebranych z wielu źródeł, w szczególności przez TWG specjalnie ustanowioną do celów wymiany informacji na mocy Art. 13 Dyrektywy. Informacje były zbierane i oceniane przez Europejskie Biuro IPPC (Wspólne Centrum Badawczego Komisji), które kierowało pracami nad ustalaniem BAT w oparciu o zasady doświadczenia technicznego, przejrzystości i neutralności. Prace TWG oraz innych osób i współpracujących podmiotów zostały docenione.

Konkluzje BAT zostały opracowane w procesie iteracyjnym złożonym z następujących etapów:

- identyfikacja kluczowych aspektów środowiskowych dla sektora;
- analiza najbardziej odpowiednich technik dla kluczowych aspektów, o których wspomniano powyżej;
- identyfikacja najlepszych poziomów efektywności środowiskowej w oparciu o dane dostępne na poziomie UE i globalnym;
- analiza warunków, w których uzyskano powyższe poziomy efektywności środowiskowej, w tym kosztów, przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska oraz głównych czynników mających wpływ na wdrożenie technik;
- wybór najlepszych dostępnych technik (BAT), powiązanych poziomów emisji (oraz innych poziomów efektywności środowiskowej) oraz powiązanego monitoringu dla sektora zgodnie z Art. 3, ust. 10 oraz Załącznikiem III Dyrektywy.

Kluczową rolę w każdym z tych etapów oraz w sposobie przedstawienia informacji w niniejszym dokumencie odegrała ocena ekspercka Europejskiego Biura IPPC i TWG.

Dane ekonomiczne, o ile były dostępne, zostały podane razem z opisami technik przedstawionymi w Rozdziale 3. Dane przedstawiają poglądowo rząd kosztów i potencjalnych korzyści. Niemniej jednak koszty i korzyści rzeczywiste płynące z zastosowania techniki mogą zależeć w dużej mierze od warunków, w których działa instalacja, których dokładne ocenienie w niniejszym dokumencie jest niemożliwe. W przypadku braku danych dotyczących kosztów, wnioski dotyczące efektywności ekonomicznej technik sporządza się w oparciu o obserwacje bieżących instalacji.

5. Ocena dokumentów referencyjnych BAT (BREF)

BAT jest koncepcją dynamiczną, a co za tym idzie, ocena dokumentów BREF jest procesem ciągłym. Przykładowo, mogą pojawić się nowe środki i techniki, nauka i technologie podlegają nieustającemu rozwojowi, a do różnych gałęzi przemysłu wprowadzane są nowe procesy. Aby odzwierciedlić powyższe zmiany i ich skutki dla BAT, niniejszy dokument będzie okresowo oceniany i, w razie potrzeby, aktualizowany.

6. Informacje kontaktowe

Wszelkie uwagi i sugestie należy przekazywać do Europejskiego Biura IPPC przy Dyrekcji B – Wzrost i Innowacja : na poniższy adres:

Komisja Europejska
Dyrekcja B WCB – Wzrost i Innowacja
Europejskie Biuro IPPC
Edificio Expo
c/Inca Garcilaso, 3
E-41092 Sewilla, Hiszpania
Telefon: +34 95 4488 284
Faks: +34 95 4488 426
E-mail: JRC-IPTS-EIPPCB@ec.europa.eu
Internet: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu>

Dokument Referencyjny Najlepszych Dostępnych Technik (BAT) dla Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym

WSTĘP	I
ZAKRES	XXIII
Związki BREF	XXIV
1 INFORMACJE OGÓLNE	1
1.1 SEKTOR PRZEMYSŁU CHEMICZNEGO W EUROPIE	1
1.1.1 Rozwój przemysłowy i gospodarczy	1
1.1.2 Rozkład geograficzny	1
1.1.3 Zintegrowane zakłady chemiczne w Europie	2
1.2 ZNACZENIE PRZEMYSŁU CHEMICZNEGO DLA ŚRODOWISKA	3
1.2.1 Streszczenie	3
1.2.2 Efektywność energetyczna	3
1.2.3 Emisje do wody	5
1.2.3.1 Związki organiczne	5
1.2.3.2 Związki fluorowcoorganiczne	6
1.2.3.3 Azot	7
1.2.3.4 Fosfor	8
1.2.3.5 Kadm	9
1.2.3.6 Chrom	10
1.2.3.7 Miedź	11
1.2.3.8 Rtęć	12
1.2.3.9 Nikiel	13
1.2.3.10 Ołów	14
1.2.3.11 Cynk	15
1.2.4 Emisje do powietrza	16
1.2.4.1 Nietanowe lotne związki organiczne (NMLZO)	16
1.2.4.2 Amoniak	17
1.2.4.3 Tlenki azotu	18
1.2.4.4 Tlenki siarki	19
1.2.5 Wytwarzanie odpadów	20
1.3 ZIELONA CHEMIA	22
1.4 ŚCIEKI I GAZY ODLOTOWE W PRZEMYSŁE CHEMICZNYM	23
1.4.1 Streszczenie	23
1.4.2 Ścieki	23
1.4.3 Gazy odlotowe	25
1.5 ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM W ODNIESIENIU DO ŚCIEKÓW I ODPADÓW odlotowych	26
1.6 TECHNOLOGIE OCZYSZCZANIA	27
1.6.1 Streszczenie	27
1.6.2 Techniki zintegrowane z procesem	27
1.6.3 Techniki typu „końca rury”	28
1.6.3.1 Streszczenie	28
1.6.3.2 Oczyszczanie ścieków	28
1.6.3.3 Oczyszczanie gazów odlotowych	33
1.7 EFEKTY PRZENOSZENIA ZANIECZYSZCZEŃ POMIĘDZY KOMPONENTAMI ŚRODOWISKA W OCZYSZCZANIU ŚCIEKÓW I GAZÓW ODLOTOWYCH ich wzajemne zależności	36

2	AKTUALNE POZIOMY EMISJI I ZUŻYCIA STACJE UZDATNIANIA	
	WODY	39
2.1	OGÓLNE INFORMACJE NA TEMAT BADAŃ	39
2.2	GŁÓWNE PROCESY JEDNOSTKOWE W OŚ	44
2.3	ZUŻYCIE ENERGII PRZEZ BIOLOGICZNE OŚ	46
2.4	ANALIZA KLUCZOWYCH PARAMETRÓW	47
2.4.1	Informacje ogólne	47
2.4.2	Parametry sum	47
2.4.2.1	ChZT, OWO i BZT	47
2.4.2.1.1	Informacje ogólne	47
2.4.2.1.2	Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT)	47
2.4.2.1.3	Ogólny węgiel organiczny (OWO)	51
2.4.2.1.4	Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu po pięciu dniach (BZT ₅)	53
2.4.2.2	Zawiesina ogólna (TSS)	55
2.4.2.3	Adsorbowalne organicznie związane chlorowce (AOX)	58
2.4.3	Metale	61
2.4.3.1	Informacje ogólne	61
2.4.3.2	Kadm (Cd)	62
2.4.3.3	Chrom całkowity (total-Cr)	63
2.4.3.4	Chrom VI (Cr VI)	65
2.4.3.5	Miedź (Cu)	65
2.4.3.6	Rtęć (Hg)	66
2.4.3.7	Nikiel (Ni)	68
2.4.3.8	Ołów (Pb)	69
2.4.3.9	Cynk (Zn)	70
2.4.4	Związki azotu	72
2.4.4.1	Informacje ogólne	72
2.4.4.2	Azot ogólny (TN) i azot ogólny nieorganiczny (N _{inorg})	72
2.4.4.3	Amoniak (wyrażony jako NH ₄ -N)	79
2.4.5	Fosfor ogólny (TP)	81
2.4.6	Fenole	84
2.4.7	Chlorki	86
2.4.8	Siarczany	88
2.4.9	Cyjanki (wolne)	89
2.4.10	Toksyczność	91
2.4.10.1	Informacje ogólne	91
2.4.10.2	Toksyczność dla ryb lub ikry	92
2.4.10.3	Toksyczność dla rozwielitek	93
2.4.10.4	Toksyczność dla alg	93
2.4.10.5	Toksyczność dla bakterii luminescencyjnych	94
3	TECHNIKI, KTÓRE NALEŻY UWZGLĘDNIĆ PRZY OKREŚLANIU BAT	95
3.1	ZARZĄDZANIE ŚRODOWISKIEM	96
3.1.1	Streszczenie	96
3.1.2	Systemy zarządzania środowiskowego (EMS)	96
3.1.3	Konwencje	99
3.1.4	Zarządzanie ściekami	101
3.1.5	Narzędzia do zarządzania	104
3.1.5.1	Streszczenie	104
3.1.5.2	Narzędzia do zarządzania zapasami	105
3.1.5.2.1	Streszczenie	105
3.1.5.2.2	Zapasy zakładowe	105
3.1.5.2.3	Wykaz/rejestr strumieniowy	106
3.1.5.2.4	Bilanse masowe	108

3.1.5.3	Narzędzia do zarządzania operacyjnego	109
3.1.5.3.1	Streszczenie	109
3.1.5.3.2	Zarządzanie zmianami obejmującymi modyfikacje procesu i/lub instalacji	110
3.1.5.3.3	Ustalanie i regularny przegląd celów lub programów wewnętrznych.....	112
3.1.5.3.4	Wybór opcji przetwarzania	115
3.1.5.3.4.1	Streszczenie	115
3.1.5.3.4.2	Wybór systemu kontroli ścieków	116
3.1.5.3.4.3	Wybór systemu kontroli gazów odlotowych	120
3.1.5.3.5	Wybór systemu poboru	122
3.1.5.3.5.1	Streszczenie	122
3.1.5.3.5.2	Wybór systemu poboru i segregacji ścieków.....	123
3.1.5.3.5.3	Wybór systemu poboru gazów odlotowych.....	124
3.1.5.3.6	Wdrażanie wybranych opcji kontroli emisji.....	126
3.1.5.3.7	Metody kontroli jakości	127
3.1.5.4	Narzędzia do zarządzania strategicznego	130
3.1.5.4.1	Streszczenie.....	130
3.1.5.4.2	Ocena ryzyka.....	130
3.1.5.4.3	Analiza porównawcza	131
3.1.5.5	Narzędzia dotyczące bezpieczeństwa i sytuacji awaryjnych	132
3.1.5.5.1	Streszczenie.....	132
3.1.5.5.2	Zarządzanie wodą gaśniczą i dużymi wyciekami.....	133
3.1.5.5.3	Planowanie reakcji na incydenty związane z zanieczyszczeniem	135
3.2	MONITOROWANIE	137
3.2.1	Streszczenie.....	137
3.2.2	Monitorowanie emisji do wody	138
3.2.2.1	Monitorowanie ścieków wpływających i wypływających z OS	138
3.2.2.2	Testy toksyczności.....	141
3.2.2.3	Całkowita ocena ścieków oczyszczonych (WEA).....	144
3.2.3	Monitorowanie emisji do powietrza.....	148
3.2.3.1	Ilościowe określenie emisji gazów odlotowych.....	148
3.2.3.2	Rozproszone emisje LZO	151
3.2.3.3	Emisje odorów	151
3.3	EMISJE DO WODY.....	152
3.3.1	Zużycie wody i wytwarzanie ścieków	152
3.3.1.1	Streszczenie	152
3.3.1.2	Ekstrakcja przeciwaprądowa	154
3.3.1.3	Ekstrakcja reaktywna.....	155
3.3.1.4	Operacje wielokrotnego użytku i recyrkulacji	155
3.3.1.5	Pośrednie chłodzenie faz gazowych	157
3.3.1.6	Wytwarzanie próżni bez wody	158
3.3.1.7	Pompy próżniowe z pierścieniem cieczowym wykorzystujące rozpuszczalniki jako ośrodek pierścienia.....	159
3.3.1.8	Pompy próżniowe z pierścieniem cieczowym o zamkniętym obiegu.....	160
3.3.1.9	Procesy pozbawione wody w oczyszczaniu gazu odlotowego	160
3.3.1.10	Odzyskiwanie substancji z roztworów macierzystych przez retencję substancji lub zoptymalizowane procesy.....	161
3.3.1.11	Stosowanie lekko zanieczyszczonych surowców i substancji pomocniczych	162
3.3.1.12	Przeciwaprądowe mycie produktów	163
3.3.2	Poszczególne techniki oczyszczania ścieków	164
3.3.2.1	Wyrównanie.....	164
3.3.2.2	Przechowywanie buforu do ścieków podczas warunków pracy innych niż normalne	167
3.3.2.3	Techniki typu „końca rury”	170
3.3.2.3.1	Streszczenie.....	170
3.3.2.3.2	Zobojętnianie.....	173
3.3.2.3.3	Nierozpuszczalne zanieczyszczenia/rozdzielanie mechaniczne	174
3.3.2.3.3.1	Streszczenie	174

3.3.2.3.3.2	Separator piaskowy	174
3.3.2.3.3.3	Koagulacja i flokulacja.....	176
3.3.2.3.3.4	Sedymentacja.....	178
3.3.2.3.3.5	Flotacja	183
3.3.2.3.3.6	Filtracja	188
3.3.2.3.3.7	Mikrofiltracja i ultrafiltracja	194
3.3.2.3.3.8	Separacja oleju i wody.....	198
3.3.2.3.3.9	Hydrocyklon.....	202
3.3.2.3.3.10	Elektrokoagulacja	203
3.3.2.3.4	Rozpuszczalne zanieczyszczenia, niebiodegradowalne lub hamujące / obróbka fizyko-chemiczna	206
3.3.2.3.4.1	Streszczenie	206
3.3.2.3.4.2	Strącanie chemiczne	206
3.3.2.3.4.3	Krystalizacja.....	211
3.3.2.3.4.4	Utlenianie chemiczne	217
3.3.2.3.4.4.1	Informacje ogólne	217
3.3.2.3.4.4.2	Mokre utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru	221
3.3.2.3.4.4.3	Mokre utlenianie powietrzem	226
3.3.2.3.4.5	Redukcja chemiczna.....	232
3.3.2.3.4.6	Hydroliza chemiczna.....	234
3.3.2.3.4.7	Nanofiltracja (NF) i odwrócona osmoza (RO)	236
3.3.2.3.4.8	Elektrodializa.....	242
3.3.2.3.4.9	Elektroliza	244
3.3.2.3.4.10	Adsorpcja	246
3.3.2.3.4.11	Wymiana jonowa.....	253
3.3.2.3.4.12	Ekstrakcja	256
3.3.2.3.4.13	Pertrakcja	258
3.3.2.3.4.14	Destylacja/rektyfikacja	261
3.3.2.3.4.15	Odprowadzenie	263
3.3.2.3.4.16	Perwaporacja	265
3.3.2.3.4.17	Odpędzanie.....	268
3.3.2.3.4.18	Spalanie ścieków	273
3.3.2.3.5	Rozpuszczalne biodegradowalne zanieczyszczenia/oczyszczanie biologiczne.....	276
3.3.2.3.5.1	Streszczenie	276
3.3.2.3.5.2	Oczyszczanie beztlenowe.....	278
3.3.2.3.5.3	Biologiczne usuwanie związków siarki/metali ciężkich.....	282
3.3.2.3.5.4	Oczyszczanie tlenowe	285
3.3.2.3.5.5	Usuwanie azotu przez nityfikację/denitryfikację	295
3.3.2.3.5.6	Zwiększone biologiczne usuwanie fosforu.....	300
3.3.2.3.5.7	Usuwanie fosforu przez strącanie chemiczne.....	301
3.3.2.3.6	Zbieranie i uzdatnianie wody deszczowej i gaśniczej.....	301
3.3.2.3.6.1	Streszczenie	301
3.3.2.3.6.2	Stawy retencyjne	303
3.3.2.3.6.3	Filtry piaskowe	304
3.3.3	Łączone techniki oczyszczania ścieków	306
3.3.3.1	Metoda osadu czynnego	306
3.3.3.2	Bioreaktor membranowy	311
3.3.3.3	Usuwanie azotanów ze ścieków i ponowne użycie	315
3.4	ODPADY	319
3.4.1	Zarządzanie odpadami	319
3.4.2	Techniki obróbki osadów.....	321
3.4.2.1	Streszczenie	321
3.4.2.2	Zagęszczanie i odwadnianie	322
3.4.2.3	Stabilizacja i kondycjonowanie	328
3.5	EMISJE DO POWIETRZA	331
3.5.1	Poszczególne techniki oczyszczania gazów odlotowych.....	331

3.5.1.1	Streszczenie	331
3.5.1.2	Techniki odzyskiwania/usuwania LZO i związków nieorganicznych.....	336
3.5.1.2.1	Separacja membranowa	336
3.5.1.2.2	Kondensacja i kondensacja kriogeniczna.....	341
3.5.1.2.3	Adsorpcja.....	352
3.5.1.2.4	Mokra płuczka gazowa	362
3.5.1.3	Techniki ograniczenia emisji LZO i związków nieorganicznych.....	376
3.5.1.3.1	Biofiltracja	376
3.5.1.3.2	Biologiczne przemywanie gazu	382
3.5.1.3.3	Złoże biologiczne zraszane	388
3.5.1.3.4	Ruchome złoże biologiczne zraszane.....	393
3.5.1.3.5	Dopalanie termiczne	397
3.5.1.3.6	Dopalanie katalityczne.....	408
3.5.1.3.7	Jonizacja	413
3.5.1.3.8	Utlenianie światłem widzialnym/UV	417
3.5.1.4	Techniki odzyskiwania i usuwania cząstek stałych	419
3.5.1.4.1	Streszczenie	419
3.5.1.4.2	Komora osadcza/separator grawitacyjny	420
3.5.1.4.3	Cyklony.....	423
3.5.1.4.4	Filtr elektrostatyczny	428
3.5.1.4.5	Mokra płuczka pyłowa.....	437
3.5.1.4.6	Filtr tkaninowy.....	446
3.5.1.4.7	Filtry ceramiczne i metalowe	452
3.5.1.4.8	Filtracja katalityczna.....	457
3.5.1.4.9	Dwustopniowy filtr pyłowy	460
3.5.1.4.10	Filtr absolutny.....	463
3.5.1.4.11	Wysokowydajny filtr powietrza (HEAD)	467
3.5.1.4.12	Filtr mgły	469
3.5.1.5	Techniki odzyskiwania i usuwania związków nieorganicznych	473
3.5.1.5.1	Streszczenie	473
3.5.1.5.2	Wtrysk sorbentu.....	473
3.5.1.5.3	Selektywna redukcja NO _x (SNCR i SCR).....	482
3.5.1.5.4	Nieselektywna redukcja katalityczna NO _x (NSCR)	489
3.5.1.5.5	Mokra płuczka gazowa do odzysku NO _x	491
3.5.1.6	Spalanie w pochodni	493
3.5.2	Łączone techniki oczyszczania gazów odlotowych: Centralne spalanie gazu odlotowego	503
3.5.3	Połączenie technik oczyszczania ścieków i gazów odlotowych: Komory do spalania	507
3.5.4	Techniki zapobiegania/zmniejszania rozproszonych emisjom LZO	508
3.5.4.1	Streszczenie.....	508
3.5.4.2	Techniki zapobiegania/zmniejszania rozproszonych emisji LZO związane z procesem i projektem instalacji.....	513
3.5.4.3	Techniki zapobiegania/zmniejszania rozproszonych emisji LZO związane z budową, montażem i uruchomieniem instalacji/sprzętu.....	515
3.5.4.3.1	Techniki ogólne	515
3.5.4.3.2	Wykorzystanie zaprojektowanego naprężenia uszczelki do połączenia kołnierзовego.....	516
3.5.4.4	Wykrywanie i naprawa nieszczelności / monitorowanie rozproszonych emisji LZO za pomocą wężu i OGI.....	518
3.5.4.5	Monitorowanie rozproszonych emisji LZO za pomocą DIAL i SOF.....	521
3.5.5	Emisje odorów	522
3.5.5.1	Streszczenie	522
3.5.5.2	Plan zarządzania odorami	523
3.5.5.3	Monitorowanie odorów	524
3.5.5.3.1	Streszczenie	524
3.5.5.3.2	Dynamiczna olfaktometria	524
3.5.5.3.3	Badania odorów	526

3.5.5.3.4	Mapowanie intensywności odorów	528
3.5.5.3.5	Wykresy kołowe odorów	530
3.5.5.3.6	Elektroniczne nosy	531
3.5.5.4	Techniki zapobiegania/ograniczenia emisji odorów podczas zbierania i oczyszczania ścieków i oczyszczania osadów	533
3.5.5.4.1	Techniki ogólne	533
3.5.5.4.2	Techniki oczyszczania typu „końca rury”	535
3.5.5.4.2.1	Streszczenie	535
3.5.5.4.2.2	Płuczka utleniająca z zasadą	536
4	KONKLUZJE DOTYCZĄCE NAJLEPSZYCH DOSTĘPNYCH TECHNIK (BAT) W ODNIESIENIU DO WSPÓLNYCH SYSTEMÓW OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW/GAZÓW ODLOTOWYCH I ZARZĄDZANIA NIMI W SEKTORZE CHEMICZNYM	539
	ZAKRES	539
	INFORMACJE OGÓLNE	540
	Najlepsze dostępne techniki	540
	Poziomy emisji powiązane z BAT	540
	Efektywność redukcji	540
	DEFINICJE	541
4.1	SYSTEMY ZARZĄDZANIA ŚRODOWISKOWEGO	542
4.2	MONITOROWANIE	544
4.3	EMISJE DO WODY	546
4.3.1	Zużycie wody i wytwarzanie ścieków	546
4.3.2	Zbieranie i segregacja ścieków	546
4.3.3	Oczyszczanie ścieków	546
4.3.4	Poziomy emisji związane z BAT dla emisji do wody	548
4.4	Odpady	551
4.5	EMISJE DO POWIETRZA	552
4.5.1	Zbieranie gazów odlotowych	552
4.5.2	Oczyszczanie gazów odlotowych	552
4.5.3	Spalanie gazu w pochodni	552
4.5.4	Emisje rozproszone LZO	553
4.5.5	Emisje odorów	554
4.5.6	Emisje hałasu	555
4.6	OPISY TECHNIK	556
4.6.1	Oczyszczanie ścieków	556
4.6.2	Emisje rozproszone LZO	557
5	Nowe techniki	559
5.1	TECHNIKI OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW	559
5.1.1	Usuwanie siarczanów i innych zanieczyszczeń za pomocą reaktorów ultradźwiękowych	559
5.1.2	Fotokatalityczne utlenianie za pomocą dwutlenku tytanu	561
5.1.3	Łączone utlenianie elektrochemiczne	563
5.1.4	Utlenianie w wodzie nadkrytycznej	566
5.1.5	Destylacja membranowa	569
5.1.6	Naturalnie ulepszone mikroorganizmy do obróbki ogniotrwałych OWO/ChZT	571
5.2	TECHNIKI OCZYSZCZANIA GAZÓW ODLOTOWYCH	574
5.2.1	Fotokatalityczne utlenianie za pomocą dwutlenku tytanu w przetwarzaniu LZO	574
5.2.2	Technika usuwania wielu zanieczyszczeń za pomocą filtrów ceramicznych i redukcji katalitycznej	575

6	UWAGI KOŃCOWE I ZALECENIA DOTYCZĄCE PRZYSZŁYCH PRAC.....	581
7	ZAŁĄCZNIKI.....	585
7.1	ZAŁĄCZNIK I. WSPÓLNE DZIAŁANIE PRZEMYSŁOWYCH I KOMUNALNYCH OŚ	585
7.2	ZAŁĄCZNIK II. OGÓLNE INFORMACJE NA TEMAT CHARAKTERYSTYKI OŚ, KTÓRYCH DANE ZGŁOSZONO DO PIERWSZEJ OCENY CWW BREF.....	589
7.3	ZAŁĄCZNIK III. PRZYKŁAD EMFA: TECHNOLOGIA PUNKTÓW ZBLIŻENIA	604
7.4	ZAŁĄCZNIK IV. PLANOWANIE REAKCJI NA INCYDENTY ZWIĄZANE Z ZANIECZYSZCZENIEM	607
	GLOSARIUSZ	609
	<u>BIBLIOGRAFIA</u>.....	621

Lista rysunków

Rysunek 1.1:	Udział 27 państw członkowskich UE w całkowitej sprzedaży przemysłu chemicznego w 2011 r.	1
Rysunek 1.2:	Całkowite zużycie energii końcowej według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w UE-27 w 2011 r.	4
Rysunek 1.3:	Emisje związków organicznych do wody według sektorów/działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	5
Rysunek 1.4:	Emisje związków fluorowcoorganicznych do wody według sektorów/zakresu działalności w Europie w 2010 r.	6
Rysunek 1.5:	Emisje azotu ogólnego do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	7
Rysunek 1.6:	Emisje fosforu ogólnego do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	8
Rysunek 1.7:	Emisje kadmu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	9
Rysunek 1.8:	Emisje chromu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	10
Rysunek 1.9:	Emisje miedzi do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	11
Rysunek 1.10:	Emisje rtęci do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	12
Rysunek 1.11:	Emisje niklu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	13
Rysunek 1.12:	Emisje ołowiu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	14
Rysunek 1.13:	Emisje cynku do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	15
Rysunek 1.14:	Emisje NMLZO do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	16
Rysunek 1.15:	Emisje amoniaku do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	17
Rysunek 1.16:	Emisje tlenków azotu do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	18
Rysunek 1.17:	Emisje tlenków siarki do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.	19
Rysunek 1.18:	Wytwarzanie odpadów według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w krajach UE-27 w 2010 r.	20
Rysunek 1.19:	Wytwarzanie odpadów niebezpiecznych według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w krajach UE-27 w 2010 r.	21
Rysunek 2.1:	Udział sprzedaży środków chemicznych w poszczególnych krajach w porównaniu z udziałem ankiet w poszczególnych krajach.	40
Rysunek 2.2:	Podział OŚ według rodzaju zrzutu.	40
Rysunek 2.3:	Podział OŚ według działań wytwórczych.	41
Rysunek 2.4:	Udział objętościowy oczyszczonych ścieków bytowych.	42
Rysunek 2.5:	Średnia oczyszczona objętość ścieków (tylko bezpośrednie zrzuty).	43
Rysunek 2.6:	Mediana średniej objętości oczyszczonych ścieków w OŚ w różnych krajach (tylko bezpośrednie zrzuty).	43
Rysunek 2.7:	Jednostkowe zużycie energii przez biologiczne OŚ.	46
Rysunek 2.8:	Średnie stężenia ChZT (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ).	48
Rysunek 2.9:	Średnie stężenia ChZT (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 700 mg/l).	49
Rysunek 2.10:	Średnie stężenia OWO (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ).	51
Rysunek 2.11:	Średnie stężenia OWO (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 90 mg/l).	52
Rysunek 2.12:	Średnie stężenia BZT (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ).	54
Rysunek 2.13:	Średnie stężenia BZT (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 180 mg/l).	54
Rysunek 2.14:	Średnie stężenia TSS (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ).	56
Rysunek 2.15:	Średnie stężenia TSS (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 300 mg/l).	56
Rysunek 2.16:	Średnie stężenia TSS (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 50 mg/l).	57
Rysunek 2.17:	Średnie stężenia AOX (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ).	59
Rysunek 2.18:	Średnie stężenia AOX (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających $\leq 1,8$ mg/l).	59
Rysunek 2.19:	Średnie stężenia Cd (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.	62
Rysunek 2.20:	Średnie stężenia total-Cr (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.	64
Rysunek 2.21:	Średnie stężenia Cu (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.	65
Rysunek 2.22:	Średnie stężenia Hg (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.	67
Rysunek 2.23:	Średnie stężenia Ni (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.	68

Rysunek 2.24: Średnie stężenia Pb (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.....	69
Rysunek 2.25: Średnie stężenia Zn (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem	
Rysunek 2.26: Średnie stężenia TN (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono wszystkie biologiczne OŚ).....	74
Rysunek 2.27: Średnie stężenia TN (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono jedynie biologiczne OŚ o wartościach w ściekach wypływających ≤ 50 mg/l)	74
Rysunek 2.28: Średnie stężenia N_{inorg} (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono wszystkie biologiczne OŚ).....	75
Rysunek 2.29: Średnie stężenia N_{inorg} (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono jedynie biologiczne OŚ o wartościach w ściekach wypływających ≤ 40 mg/l)	76
Rysunek 2.30: Średnie stężenia NH_4-N (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)	79
Rysunek 2.31: Średnie stężenia NH_4-N (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wypływających ≤ 40 mg/l)	80
Rysunek 2.32: Średnie stężenia TP (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)	82
Rysunek 2.33: Średnie stężenia TP (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wypływających ≤ 5 mg/l).....	82
Rysunek 2.34: Średnie stężenia fenoli w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem	85
Rysunek 2.35: Średnie stężenia chlorków (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem	87
Rysunek 2.36: Średnie stężenia siarczanów w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem	88
Rysunek 2.37: Średnie stężenia wolnych cyjanków (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem	90
Rysunek 2.38: Współczynniki rozcieńczenia dla ryb i ikry w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.....	92
Rysunek 2.39: Współczynniki rozcieńczenia dla rozwielitek w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem	93
Rysunek 2.40: Współczynniki rozcieńczenia dla alg w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem.....	94
Rysunek 2.41: Współczynniki rozcieńczenia dla bakterii luminescencyjnych w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem	94
Rysunek 3.1: Ciągłe doskonalenie modelu EMS.....	97
Rysunek 3.2: Przykładowy przepływ pracy dla zarządzania zmianami	111
Rysunek 3.3: Diagram decyzyjny dotyczący wyboru odpowiedniego systemu oczyszczania ścieków.....	117
Rysunek 3.4: Diagram przyczynowo-skutkowy (diagram rybiej ości Ishikawy) do rozwiązywania problemów i poprawy złej jakości ścieków wypływających	128
Rysunek 3.5: Ogólna procedura zmniejszenia zużycia wody i ilości ścieków	153
Rysunek 3.6: Niezależny bufor z alternatywnym wypełnieniem.....	168
Rysunek 3.7: Bufor połączony z nieciągłym wypełnieniem.....	168
Rysunek 3.8: Bufor połączony z ciągłym wypełnieniem	169
Rysunek 3.9: System buforów wycieku	169
Rysunek 3.10: Zakres technik oczyszczania ścieków w odniesieniu do rodzaju zanieczyszczeń	171
Rysunek 3.11: Kanałowy zbiornik zanieczyszczeń ciężkich z przepływem poziomym.....	174
Rysunek 3.12: Okrągły zbiornik zanieczyszczeń ciężkich	175
Rysunek 3.13: Napowietrzony zbiornik zanieczyszczeń ciężkich.....	175
Rysunek 3.14: Okrągły zbiornik osadowy lub odstożnik.....	179
Rysunek 3.15: Zbiornik z dnem stożkowym	179
Rysunek 3.16: Osadnik warstwowy lub wielostrumieniowy.....	180
Rysunek 3.17: Flotacja rozpuszczonego powietrza z recyrkulacją i bez recyrkulacji	184
Rysunek 3.18: Porównanie wydajności rozdzielania metodą DAF do sedimentacji	187
Rysunek 3.19: Tradycyjny filtr piaskowy z wieloma złożami i przepływie grawitacyjnym	190
Rysunek 3.20: Filtr ciśnieniowy.....	190
Rysunek 3.21: Obrotowy filtr próżniowy.....	191
Rysunek 3.22: Separator Amerykańskiego Instytutu Naftowego (API).....	198
Rysunek 3.23: Równoległa płyta zbiorcza (PPI).....	199
Rysunek 3.24: Płyta zbiorcza z blachy falistej (CPI)	199
Rysunek 3.25: Elektrokoagulacja.....	203

Rysunek 3.26: Zasada procesu krystalizacji.....	211
Rysunek 3.27: Wielofunkcyjne zastosowanie krystalizacji w produkcji chemicznej.....	213
Rysunek 3.28: Technika mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru.....	222
Rysunek 3.29: Schemat poglądowy instalacji cyklopiroksu pracującej w warunkach 120–200 °C i 0,3–2,0 MPa z czasem retencji < 3 h.....	228
Rysunek 3.30: Układ RO.....	238
Rysunek 3.31: Elektrodializa.....	243
Rysunek 3.32: Praca dwóch kolumn adsorpcyjnych połączonych szeregowo.....	247
Rysunek 3.33: Pertrakcja.....	258
Rysunek 3.34: Perwaporacja.....	266
Rysunek 3.35: Odpędzanie amoniaku z powietrzem i parą wodną.....	269
Rysunek 3.36: Bilanse węglowa w tlenowej (A) i beztlenowej (B) degradacji mikrobiologicznej związków organicznych.....	277
Rysunek 3.37: Proces UASB.....	278
Rysunek 3.38: Dwustopniowy proces oczyszczania beztlenowego.....	279
Rysunek 3.39: Diagram procesów instalacji biologicznej do redukcji metali i siarczanów.....	282
Rysunek 3.40: Przykład biologii wieży.....	287
Rysunek 3.41: Warianty bioreaktora membranowego w porównaniu z tradycyjnym procesem osadu czynnego.....	288
Rysunek 3.42: Złoże biologiczne zraszane.....	289
Rysunek 3.43: Proces z filtrem biologicznym w porównaniu z tradycyjnym procesem osadu czynnego.....	289
Rysunek 3.44: Przykładowy układ kaskadowej nityfikacji/denitryfikacji.....	298
Rysunek 3.45: Przykładowy układ kaskadowej nityfikacji/denitryfikacji z denitryfikacją, jako pierwszym etapem.....	298
Rysunek 3.46: Przykład OŚ wykorzystującej proces osadu czynnego.....	307
Rysunek 3.47: Schemat blokowy oczyszczalni ścieków w zakładach NITREA®.....	316
Rysunek 3.48: Uproszczony schemat decyzyjny dotyczący racjonalnego ekologicznie gospodarowania odpadami na przykładzie odpadów niebezpiecznych.....	320
Rysunek 3.49: Odśrodkowa zagęszczarka osadu.....	323
Rysunek 3.50: Zagęszczarka DAF do odpadowego osadu czynnego.....	323
Rysunek 3.51: Taśmowa prasa filtracyjna.....	324
Rysunek 3.52: Prasa filtracyjna z wpuszczaną płytą o stałej objętości.....	324
Rysunek 3.53: Zakres technik typu „końca rury” oczyszczania gazów w odniesieniu do rodzaju zanieczyszczeń.....	331
Rysunek 3.54: Typowy moduł membrany kapilarnej.....	336
Rysunek 3.55: Powszechny system separacji membranowej.....	337
Rysunek 3.56: Zastosowanie procesu separacji membranowej używanego jako układ do odzyskiwania oparów (VRU).....	338
Rysunek 3.57: Układ skraplacza.....	341
Rysunek 3.58: Dwustopniowy układ skraplacza.....	342
Rysunek 3.59: Zintegrowany system odzyskiwania kondensatu kriogenicznego z typową operacją osłaniania azotem.....	343
Rysunek 3.60: System odzyskiwania kriogenicznego w atmosferze obojętnej.....	344
Rysunek 3.61: Typowy układ kondensacji w atmosferze gazu obojętnej w układzie zamkniętym.....	345
Rysunek 3.62: Omówienie różnych stosowanych systemów adsorpcji, adsorbentów i procesów regeneracji.....	352
Rysunek 3.63: Przykład procesu adsorpcji w podwójnym złożu.....	353
Rysunek 3.64: Adsorpcja w złożu fluidalnym.....	353
Rysunek 3.65: Ciągła adsorpcja i desorpcja w ruchomym złożu.....	354
Rysunek 3.66: Płuczka ze złożem ruchomym.....	364
Rysunek 3.67: Płuczka ze złożem wypełnionym.....	365
Rysunek 3.68: Płuczka uderzeniowa lub płytowa.....	366
Rysunek 3.69: Wieża natryskowa.....	367
Rysunek 3.70: Typowy system adsorpcji/desorpcji.....	368
Rysunek 3.71: Konstrukcja filtra biologicznego.....	376
Rysunek 3.72: Typowy proces z filtrem biologicznym.....	377
Rysunek 3.73: Typowa płuczka biologiczna.....	382
Rysunek 3.74: Typowy proces przemywania biologicznego.....	383
Rysunek 3.75: Schemat przepływu w procesie ze złożem biologicznym zraszanym.....	388
Rysunek 3.76: Typowa instalacja ze złożem biologicznym zraszanym.....	389
Rysunek 3.77: Ruchome złoże biologiczne zraszane.....	394
Rysunek 3.78: Schematy różnych systemów regeneracyjnego spalania.....	399
Rysunek 3.79: Główne elementy Czystego Zamkniętego Palnika®.....	401
Rysunek 3.80: Zasada utleniania katalitycznego.....	408
Rysunek 3.81: Regeneracyjny dopalacz katalityczny.....	410
Rysunek 3.82: Układ jonizacji.....	414
Rysunek 3.83: Układ utleniania światłem widzialnym/UV.....	417

Rysunek 3.84: Orientacyjny przegląd niektórych technik, które można stosować do odzyskiwania i redukcji (drobnych) cząstek stałych	419
Rysunek 3.85: Komora osadczą	420
Rysunek 3.86: Cyklon	423
Rysunek 3.87: Cyklon z odwróconym kierunkiem przepływu	424
Rysunek 3.88: Cyklon przelotowy	424
Rysunek 3.89: ESP z płytą drucianą	429
Rysunek 3.90: ESP w rurze na sucho	430
Rysunek 3.91: Jednostopniowe i dwustopniowe ESP	431
Rysunek 3.92: Wieża natryskowa	438
Rysunek 3.93: Płuczka uderzeniowa z porywaniem cieczy	439
Rysunek 3.94: Płuczka Venturiego	440
Rysunek 3.95: Filtr tkaninowy	446
Rysunek 3.96: Filtr ceramiczny	453
Rysunek 3.97: Katalityczny filtr workowy, zawierający układ do pobierania próbek	457
Rysunek 3.98: Dwustopniowy filtr pyłowy	460
Rysunek 3.99: Metalowy filtr siatkowy z procesem ponownego zbrylania	461
Rysunek 3.100: Filtr absolutny	464
Rysunek 3.101: Filtr mgły	470
Rysunek 3.102: Wtrysk suchego sorbentu w celu usunięcia dwutlenku siarki (pozycje wtrysku)	474
Rysunek 3.103: Natryskowy lub półsuchy system wtrysku sorbentu	475
Rysunek 3.104: Płuczka z mlekiem wapiennym	476
Rysunek 3.105: Nieselektywna redukcja katalityczna	489
Rysunek 3.106: Odzyskiwanie NO _x z gazów odlotowych za pomocą kaskady płuczek	492
Rysunek 3.107: Typowy podniesiony system pochodni	494
Rysunek 3.108: Pochodnia z wtryskiwaczem prętowym	496
Rysunek 3.109: Pochodnia ekranowana	497
Rysunek 3.110: Pochodnia mufflowa	497
Rysunek 3.111: Natężenie przepływu przecieku i naprężenie uszczelki	516
Rysunek 3.112: Wpływ zapachowy (pod względem intensywności) zakładu przemysłowego na otaczające środowisko	529
Rysunek 5.1: Przykład procesu łączonego utleniania elektrochemicznego	564
Rysunek 5.2: Uproszczony schemat przepływu w procesie SCWO	567
Rysunek 5.3: Różne rodzaje konfiguracji MD	570
Rysunek 5.4: Układ techniki usuwania wielu zanieczyszczeń za pomocą filtrów ceramicznych i redukcji katalitycznej	576
Rysunek 7.1: Współpraca między przemysłową OŚ a komunalną OŚ: wcześniejsza sytuacja	587
Rysunek 7.2: Współpraca między przemysłową OŚ a komunalną OŚ: obecna sytuacja	588
Rysunek 7.3: Technologia punktów zbliżenia – analiza, źródło i krzywe osiadania	604
Rysunek 7.4: Przykład strategii ochrony wody przed i po analizie punktów zbliżenia	605
Rysunek 7.5: Planowanie reakcji na incydenty związane z zanieczyszczeniem	607

Wykaz tabel

Tabela 1.1:	Główne zanieczyszczenia ścieków i odpowiednie techniki oczyszczania	29
Tabela 1.2:	Dobór technik redukcji emisji gazów odlotowych w zależności od usuwanych zanieczyszczeń	34
Tabela 1.3:	Dobór technik redukcji emisji gazów odlotowych w zależności od natężenia przepływu gazów odlotowych.....	35
Tabela 1.4:	Potencjalny wpływ oczyszczalni ścieków na środowisko	36
Tabela 1.5:	Potencjalny wpływ oczyszczalni gazów odlotowych na środowisko	37
Tabela 2.1:	Przegląd instalacji, które uwzględniono w badaniach	39
Tabela 2.2:	Symbole stosowane na wykresach w Sekcji 2.4.....	47
Tabela 3.1:	Informacje dla każdej techniki	95
Tabela 3.2:	Typowe elementy bilansu masowego.....	109
Tabela 3.3:	Warunki monitorowania zgłoszone dla OŚ	139
Tabela 3.4:	Warunki monitorowania w przykładowej OŚ	140
Tabela 3.5:	Przykład standardowych metod, które można wykorzystać do przeprowadzenia testów toksyczności	142
Tabela 3.6:	Przykłady pojemności buforowej w niektórych niemieckich zakładach chemicznych.....	166
Tabela 3.7:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z separacją piaskową cząstek stałych.....	176
Tabela 3.8:	Usuwanie zanieczyszczeń ściekowych pod wpływem koagulacji	178
Tabela 3.9:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z sedymentacją cząstek stałych.....	181
Tabela 3.10:	Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska związane z sedymentacją cząstek stałych	181
Tabela 3.11:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z sedymentacją cząstek stałych	182
Tabela 3.12:	Zalety i wady związane z sedymentacją cząstek stałych	182
Tabela 3.13:	Aspekty ekonomiczne związane z sedymentacją cząstek stałych.....	183
Tabela 3.14:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z flotacją	185
Tabela 3.15:	Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska związane z flotacją.....	185
Tabela 3.16:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z flotacją	186
Tabela 3.17:	Zalety i wady związane z flotacją.....	186
Tabela 3.18:	Aspekty ekonomiczne związane z flotacją powietrzem	187
Tabela 3.19:	Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne związane z flotacją powietrzem	188
Tabela 3.20:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtracją.....	191
Tabela 3.21:	Materiały eksploatacyjne związane z filtracją	192
Tabela 3.22:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtracją.....	193
Tabela 3.23:	Zalety i wady związane z filtracją	193
Tabela 3.24:	Aspekty ekonomiczne związane z filtracją.....	193
Tabela 3.25:	Charakterystyka mikrofiltracji (MF) i ultrafiltracji (UF).....	194
Tabela 3.26:	Materiały eksploatacyjne związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją	192
Tabela 3.27:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją	196
Tabela 3.28:	Zalety i wady związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją	196
Tabela 3.29:	Aspekty ekonomiczne związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją.....	192
Tabela 3.30:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z separacją oleju i wody.....	200
Tabela 3.31:	Materiały eksploatacyjne związane z separacją oleju i wody	200
Tabela 3.32:	Zalety i wady związane z separacją oleju i wody	201
Tabela 3.33:	Aspekty ekonomiczne związane z separacją oleju i wody.....	201
Tabela 3.34:	Zalety i wady związane z elektrokoagulacją	205
Tabela 3.35:	Materiały eksploatacyjne związane ze strącaniem chemicznym	208
Tabela 3.36:	Dane robocze z instalacji do obróbki wstępnej dla OŚ nr 06	209
Tabela 3.37:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze strącaniem chemicznym	209
Tabela 3.38:	Zalety i wady związane ze strącaniem chemicznym	210
Tabela 3.39:	Aspekty ekonomiczne związane ze strącaniem chemicznym.....	210
Tabela 3.40:	Poziomy emisji związane z krystalizacją	214
Tabela 3.41:	Materiały eksploatacyjne związane z krystalizacją	214
Tabela 3.42:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z krystalizacją	215
Tabela 3.43:	Zalety i wady związane z krystalizacją	215
Tabela 3.44:	Aspekty ekonomiczne związane z krystalizacją.....	216
Tabela 3.45:	Eliminacja ChZT różnych substancji w funkcji zużycia H ₂ O ₂	218
Tabela 3.46:	Efektywność redukcji utleniania chemicznego za pomocą technik opartych na chlorze/podchlorynie	218
Tabela 3.47:	Materiały eksploatacyjne związane z utlenianiem chemicznym.....	219
Tabela 3.48:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z utlenianiem chemicznym	220
Tabela 3.49:	Zalety i wady związane z utlenianiem chemicznym.....	220
Tabela 3.50:	Przykład wydajności techniki mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru uzyskanej w jednej instalacji.....	223
Tabela 3.51:	Efektywność redukcji związana z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru	223
Tabela 3.52:	Materiały eksploatacyjne związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru.....	224

Tabela 3.53:	Typowe parametry reakcji dla techniki mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru	224
Tabela 3.54:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru.....	225
Tabela 3.55:	Zalety i wady związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru	225
Tabela 3.56:	Aspekty ekonomiczne związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru	226
Tabela 3.57:	Typowe właściwości dwóch wariantów mokrego utleniania powietrzem	227
Tabela 3.58:	Efektywność redukcji związana z niskociśnieniowym mokrym utlenianiem powietrzem	229
Tabela 3.59:	Efektywność redukcji związana z wysokociśnieniowym mokrym utlenianiem powietrzem.....	229
Tabela 3.60:	Przykład osiągniętych poziomów emisji pestycydów przy zastosowaniu wysokociśnieniowego mokrego utleniania powietrzem	230
Tabela 3.61:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mokrym utlenianiem powietrzem.....	231
Tabela 3.62:	Zalety i wady związane z mokrym utlenianiem powietrzem.....	231
Tabela 3.63:	Aspekty ekonomiczne związane z mokrym utlenianiem powietrzem	232
Tabela 3.64:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z redukcją chemiczną.....	233
Tabela 3.65:	Zalety i wady związane z redukcją chemiczną	233
Tabela 3.66:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z hydrolizą chemiczną.....	235
Tabela 3.67:	Zalety i wady związane z hydrolizą chemiczną.....	236
Tabela 3.68:	Charakterystyka NF i RO	237
Tabela 3.69:	Efektywność redukcji związana z NF i RO	237
Tabela 3.70:	Materiały eksploatacyjne związane z NF i RO.....	192
Tabela 3.71:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z NF i RO.....	240
Tabela 3.72:	Zalety i wady związane z NF i RO	241
Tabela 3.73:	Aspekty ekonomiczne związane z NF i RO	192
Tabela 3.74:	Zalety i wady związane z elektrodializą	244
Tabela 3.75:	Powszechnie stosowane adsorbenty i ich właściwości	246
Tabela 3.76:	Efektywność redukcji związana z adsorpcją.....	248
Tabela 3.77:	Materiały eksploatacyjne związane z adsorpcją	249
Tabela 3.78:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z adsorpcją	251
Tabela 3.79:	Typowe parametry użytkowe adsorpcji na GAC przy stężeniu nadawy około 1000 mg/l.....	251
Tabela 3.80:	Zalety i wady związane z adsorpcją	252
Tabela 3.81:	Aspekty ekonomiczne związane z adsorpcją.....	252
Tabela 3.82:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z wymianą jonową	254
Tabela 3.83:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z wymianą jonową	255
Tabela 3.84:	Zalety i wady związane z wymianą jonową	255
Tabela 3.85:	Aspekty ekonomiczne związane z wymianą jonową	255
Tabela 3.86:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z ekstrakcją	256
Tabela 3.87:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z ekstrakcją	257
Tabela 3.88:	Zalety i wady związane z ekstrakcją.....	257
Tabela 3.89:	Zalety i wady związane z pertrakcją.....	259
Tabela 3.90:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z destylacją/rektyfikacją	261
Tabela 3.91:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z destylacją/rektyfikacją.....	262
Tabela 3.92:	Zalety i wady związane z destylacją/rektyfikacją.....	262
Tabela 3.93:	Materiały eksploatacyjne związane z odparowaniem	263
Tabela 3.94:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z odparowaniem.....	264
Tabela 3.95:	Zalety i wady związane z odparowaniem.....	265
Tabela 3.96:	Aspekty ekonomiczne związane z odparowaniem.....	265
Tabela 3.97:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z odpędzaniem	270
Tabela 3.98:	Materiały eksploatacyjne związane z odpędzaniem	271
Tabela 3.99:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z odpędzaniem	272
Tabela 3.100:	Zalety i wady związane z odpędzaniem	272
Tabela 3.101:	Aspekty ekonomiczne związane z odpędzaniem	272
Tabela 3.102:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze spalaniem ścieków	274
Tabela 3.103:	Materiały eksploatacyjne związane ze spalaniem ścieków.....	274
Tabela 3.104:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze spalaniem ścieków.....	275
Tabela 3.105:	Zalety i wady związane ze spalaniem ścieków.....	276
Tabela 3.106:	Specyficzne parametry procesu zwykle związane z biologią beztlenową, anoksyczną i tlenową	277
Tabela 3.107:	Efektywność redukcji związana z oczyszczaniem beztlenowym.....	279
Tabela 3.108:	Efektywność redukcji związana z oczyszczaniem beztlenowym w połączeniu z dalszym oczyszczaniem tlenowym	280
Tabela 3.109:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z oczyszczaniem beztlenowym	280
Tabela 3.110:	Zalety i wady związane z oczyszczaniem beztlenowym	281
Tabela 3.111:	Aspekty ekonomiczne związane z oczyszczaniem beztlenowym	281

Tabela 3.112:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z biologicznym usuwaniem związków siarki/metali ciężkich.....	283
Tabela 3.113:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z biologicznym usuwaniem związków siarki/metali ciężkich.....	284
Tabela 3.114:	Zalety i wady związane z biologicznym usuwaniem związków siarki/metali ciężkich.....	285
Tabela 3.115:	Stężenie progowe reprezentatywnych substancji toksycznych dla osadu czynnego.....	286
Tabela 3.116:	Efektywność redukcji związana z oczyszczaniem tlenowym.....	290
Tabela 3.117:	Aspekty ekonomiczne związane z oczyszczaniem tlenowym.....	291
Tabela 3.118:	Porównanie obciążeń objętościowych oczyszczanych w różnych procesach tlenowych.....	293
Tabela 3.119:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z oczyszczaniem tlenowym.....	293
Tabela 3.120:	Zalety i wady związane z oczyszczaniem tlenowym.....	294
Tabela 3.121:	Aspekty ekonomiczne związane z oczyszczaniem tlenowym.....	294
Tabela 3.122:	Znaczące inhibitory nityfikacji.....	295
Tabela 3.123:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z nityfikacją/denitryfikacją.....	298
Tabela 3.124:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z nityfikacją/denitryfikacją.....	299
Tabela 3.125:	Zalety i wady związane z nityfikacją/denitryfikacją.....	299
Tabela 3.126:	Zalety i wady związane ze stawami retencyjnymi.....	304
Tabela 3.127:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze stawami retencyjnymi.....	305
Tabela 3.128:	Zalety i wady związane z filtrami piaskowymi.....	305
Tabela 3.129:	Aspekty ekonomiczne związane z filtrami piaskowymi.....	306
Tabela 3.130:	Materiały eksploatacyjne związane z systemami z osadem czynnym.....	308
Tabela 3.131:	Przykładowe dane z dobrze działających oczyszczalni ścieków wykorzystujących metodę osadu czynnego.....	309
Tabela 3.132:	Zalety i wady związane z konwencjonalnymi systemami z osadem czynnym.....	310
Tabela 3.133:	Aspekty ekonomiczne związane z konwencjonalnymi systemami z osadem czynnym.....	310
Tabela 3.134:	Przykład efektywności środowiskowej centralnej biologicznej OŚ, w tym bioreaktora membranowego.....	312
Tabela 3.135:	Przykład efektywności środowiskowej bioreaktora membranowego oczyszczającego ścieki z zakładu wytwarzającego produkty farmaceutyczne.....	313
Tabela 3.136:	Zmienność stężeń w ściekach wpływających i wypływających dla bioreaktora membranowego oczyszczającego ścieki z zakładu wytwarzającego produkty farmaceutyczne.....	313
Tabela 3.137:	Materiały eksploatacyjne związane z bioreaktorem membranowym oczyszczającym ścieki z zakładu wytwarzającego produkty farmaceutyczne.....	314
Tabela 3.138:	Zalety i wady związane z bioreaktorem membranowym.....	314
Tabela 3.139:	Przykład efektywności środowiskowej usuwanie azotanów ze ścieków i ponownego użycia.....	317
Tabela 3.140:	Poziomy wydajności związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu.....	325
Tabela 3.141:	Materiały eksploatacyjne związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu.....	325
Tabela 3.142:	Zastosowanie technik zagęszczania i odwadniania osadu w zależności od właściwości osadu.....	326
Tabela 3.143:	Zalety i wady związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu.....	327
Tabela 3.144:	Typowe dawki wapna do stabilizacji ciekłego osadu.....	329
Tabela 3.145:	Typowe poziomy dodatku polimeru dla różnych rodzajów osadów i różnych metod odwadniania.....	329
Tabela 3.146:	Zalety i wady związane ze stabilizacją i kondycjonowaniem osadu.....	330
Tabela 3.147:	Przegląd technik oczyszczania gazów odlotowych w odniesieniu do zanieczyszczeń, które mają zostać zredukowane.....	334
Tabela 3.148:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z separacją membranową.....	338
Tabela 3.149:	Materiały eksploatacyjne związane z separacją membranową.....	338
Tabela 3.150:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z separacją membranową.....	340
Tabela 3.151:	Zalety i wady związane z separacją membranową.....	340
Tabela 3.152:	Aspekty ekonomiczne związane z separacją membranową.....	340
Tabela 3.153:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z kondensacją.....	345
Tabela 3.154:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z kondensacją kriogeniczną.....	346
Tabela 3.155:	Materiały eksploatacyjne związane z kondensacją.....	346
Tabela 3.156:	Materiały eksploatacyjne związane z kondensacją kriogeniczną.....	347
Tabela 3.157:	Materiały eksploatacyjne związane z kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym.....	347
Tabela 3.158:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z kondensacją z czynnikiem chłodniczym.....	349
Tabela 3.159:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z kondensacją kriogeniczną.....	349
Tabela 3.160:	Zalety i wady związane z kondensacją kriogeniczną.....	350

Tabela 3.161:	Możliwość dokonania modernizacji związana z kondensacją, kondensacją kriogeniczną i kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym	350
Tabela 3.162:	Aspekty ekonomiczne związane z kondensacją z czynnikiem chłodniczym, kondensacją kriogeniczną i kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym.....	351
Tabela 3.163:	Czynniki kosztowe związane z kondensacją, kondensacją kriogeniczną i kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym	351
Tabela 3.164:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z adsorpcją.....	356
Tabela 3.165:	Materiały eksploatacyjne związane z adsorpcją	356
Tabela 3.166:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z adsorpcją	359
Tabela 3.167:	Zalety i wady związane z adsorpcją	360
Tabela 3.168:	Aspekty ekonomiczne związane z adsorpcją.....	361
Tabela 3.169:	Czynniki kosztowe związane z adsorpcją	361
Tabela 3.170:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów	369
Tabela 3.171:	Materiały eksploatacyjne związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów	370
Tabela 3.172:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów	372
Tabela 3.173:	Zalety i wady związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów	373
Tabela 3.174:	Aspekty ekonomiczne związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów (bez oczyszczania ścieków)	374
Tabela 3.175:	Czynniki kosztowe związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów.....	375
Tabela 3.176:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z biofiltracją.....	378
Tabela 3.177:	Materiały eksploatacyjne związane z biofiltracją.....	379
Tabela 3.178:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z biofiltracją.....	380
Tabela 3.179:	Zalety i wady związane z biofiltracją.....	381
Tabela 3.180:	Aspekty ekonomiczne związane z przemywaniem biofiltracją	381
Tabela 3.181:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z przemywaniem biologicznym	384
Tabela 3.182:	Materiały eksploatacyjne związane z przemywaniem biologicznym	384
Tabela 3.183:	Typowe zastosowania płuczki biologicznej	385
Tabela 3.184:	Możliwość zastosowania przemywania biologicznego do grup związków	386
Tabela 3.185:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z przemywaniem biologicznym	386
Tabela 3.186:	Zalety i wady związane z przemywaniem biologicznym	387
Tabela 3.187:	Aspekty ekonomiczne związane z przemywaniem biologicznym.....	387
Tabela 3.188:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze złożem biologicznym zraszonym	390
Tabela 3.189:	Materiały eksploatacyjne związane ze złożem biologicznym zraszonym	390
Tabela 3.190:	Możliwość zastosowania złoża biologicznego zraszanego do grup związków	391
Tabela 3.191:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze złożem biologicznym zraszonym	392
Tabela 3.192:	Zalety i wady związane ze złożem biologicznym zraszonym.....	392
Tabela 3.193:	Aspekty ekonomiczne związane ze złożem biologicznym zraszonym	392
Tabela 3.194:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi	395
Tabela 3.195:	Materiały eksploatacyjne związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi	395
Tabela 3.196:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi	396
Tabela 3.197:	Zalety i wady związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi	397
Tabela 3.198:	Aspekty ekonomiczne związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi	397
Tabela 3.199:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z prostym dopalaniem termicznym.....	401
Tabela 3.200:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z regeneracyjnym dopalaniem termicznym	402
Tabela 3.201:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z rekuperacyjnym dopalaniem termicznym	402
Tabela 3.202:	Materiały eksploatacyjne związane z dopalaniem termicznym	403
Tabela 3.203:	Rodzaje palników	404
Tabela 3.204:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z dopalaniem termicznym.....	406
Tabela 3.205:	Zalety i wady związane z dopalaniem termicznym	406
Tabela 3.206:	Aspekty ekonomiczne związane z dopalaniem termicznym	407
Tabela 3.207:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z rekuperacyjnym dopalaniem katalitycznym 410	
Tabela 3.208:	Materiały eksploatacyjne związane z dopalaniem katalitycznym	411
Tabela 3.209:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z dopalaniem katalitycznym	412
Tabela 3.210:	Zalety i wady związane z dopalaniem katalitycznym	412
Tabela 3.211:	Aspekty ekonomiczne związane z dopalaniem katalitycznym	413
Tabela 3.212:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z jonizacją.....	414
Tabela 3.213:	Materiały eksploatacyjne związane z jonizacją.....	414
Tabela 3.214:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z jonizacją.....	415
Tabela 3.215:	Zalety i wady związane z jonizacją.....	416
Tabela 3.216:	Aspekty ekonomiczne związane z jonizacją.....	416

Tabela 3.217:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV	417
Tabela 3.218:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV	418
Tabela 3.219:	Zalety i wady związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV	418
Tabela 3.220:	Aspekty ekonomiczne związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV	418
Tabela 3.221:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z komorami osadczymi	420
Tabela 3.222:	Materiały eksploatacyjne związane z komorami osadczymi	421
Tabela 3.223:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z komorami osadczymi	421
Tabela 3.224:	Zalety i wady związane z komorami osadczymi	422
Tabela 3.225:	Aspekty ekonomiczne związane z komorami osadczymi	422
Tabela 3.226:	Efektywność redukcji związana z cyklonami	425
Tabela 3.227:	Materiały eksploatacyjne związane z cyklonami	426
Tabela 3.228:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z cyklonami	427
Tabela 3.229:	Zalety i wady związane z cyklonami	427
Tabela 3.230:	Aspekty ekonomiczne związane z cyklonami	428
Tabela 3.231:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami elektrostatycznymi	432
Tabela 3.232:	Materiały eksploatacyjne związane z filtrami elektrostatycznymi	432
Tabela 3.233:	Zastosowanie filtrów elektrostatycznych	434
Tabela 3.234:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami elektrostatycznymi	435
Tabela 3.235:	Zalety i wady związane z filtrami elektrostatycznymi	435
Tabela 3.236:	Aspekty ekonomiczne związane z filtrami elektrostatycznymi	436
Tabela 3.237:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z wariantami mokrych płuczek pyłowych	441
Tabela 3.238:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z różnymi mokrymi płuczkami pyłowymi	444
Tabela 3.239:	Zalety i wady związane z mokrymi płuczkami pyłowymi	445
Tabela 3.240:	Powszechnie używane tkaniny	447
Tabela 3.241:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami tkaninowymi	449
Tabela 3.242:	Materiały eksploatacyjne związane z filtrami tkaninowymi	449
Tabela 3.243:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami tkaninowymi	450
Tabela 3.244:	Zalety i wady związane z filtrami tkaninowymi	451
Tabela 3.245:	Aspekty ekonomiczne związane z filtrami tkaninowymi	451
Tabela 3.246:	Przegląd różnych materiałów filtrujących w filtrach ceramicznych	452
Tabela 3.247:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami ceramicznymi i metalowymi	454
Tabela 3.248:	Materiały eksploatacyjne związane z filtrami ceramicznymi	454
Tabela 3.249:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami ceramicznymi	455
Tabela 3.250:	Zalety i wady związane z filtrami ceramicznymi	456
Tabela 3.251:	Aspekty ekonomiczne związane z filtrami ceramicznymi	456
Tabela 3.252:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtracją katalityczną	458
Tabela 3.253:	Materiały eksploatacyjne związane z filtracją katalityczną	458
Tabela 3.254:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtracją katalityczną	459
Tabela 3.255:	Zalety i wady związane z filtracją katalityczną	459
Tabela 3.256:	Poziomy emisji związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi	461
Tabela 3.257:	Materiały eksploatacyjne związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi	462
Tabela 3.258:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi	462
Tabela 3.259:	Zalety i wady związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi	463
Tabela 3.260:	Aspekty ekonomiczne związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi	463
Tabela 3.261:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami absolutnymi	465
Tabela 3.262:	Materiały eksploatacyjne związane z filtrami absolutnymi	465
Tabela 3.263:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami absolutnymi	466
Tabela 3.264:	Zalety i wady związane z filtrami absolutnymi	466
Tabela 3.265:	Aspekty ekonomiczne związane z filtrami absolutnymi	467
Tabela 3.266:	Efektywność redukcji związana z wysokowydajnymi filtrami powietrza	467
Tabela 3.267:	Materiały eksploatacyjne związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza	468
Tabela 3.268:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza	468
Tabela 3.269:	Zalety i wady związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza	468
Tabela 3.270:	Aspekty ekonomiczne związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza	468
Tabela 3.271:	Efektywność redukcji związana z filtrami mgły	470
Tabela 3.272:	Materiały eksploatacyjne związane z filtrami mgły	471
Tabela 3.273:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami mgły	472
Tabela 3.274:	Zalety i wady związane z filtrami mgły	472
Tabela 3.275:	Aspekty ekonomiczne związane z filtrami mgły	472
Tabela 3.276:	Efektywność redukcji i poziomy emisji w suchej sorpcji dla wapna, jako sorbentu w różnych temperaturach i systemach odpylania	477

Tabela 3.277:	Stosunki stechiometryczne i efektywność redukcji w suchej sorpcji dla wodorowęglanu sodu, jako sorbentu w systemach odpylania	477
Tabela 3.278:	Efektywność redukcji SO _x w suchej sorpcji dla wapna, jako sorbentu w różnych zakresach temperatur i stosunków molowych Ca/S	477
Tabela 3.279:	Efektywność redukcji SO _x w półsuchej sorpcji dla wapna, jako sorbentu przy różnych stosunkach molowych Ca/S.....	477
Tabela 3.280:	Efektywność redukcji w suchej i półsuchej sorpcji dla wodorowęglanu sodu, jako sorbentu	478
Tabela 3.281:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z wtryskiem sorbentu	479
Tabela 3.282:	Materiały eksploatacyjne związane z wtryskiem sorbentu	480
Tabela 3.283:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z wtryskiem sorbentu	481
Tabela 3.284:	Zalety i wady związane z wtryskiem sorbentu	481
Tabela 3.285:	Aspekty ekonomiczne związane z wtryskiem sorbentu	482
Tabela 3.286:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z selektywną redukcją NO _x	484
Tabela 3.287:	Materiały eksploatacyjne związane z selektywną redukcją NO _x	485
Tabela 3.288:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z selektywną redukcją NO _x	486
Tabela 3.289:	Zalety i wady związane z selektywną redukcją NO _x	487
Tabela 3.290:	Aspekty ekonomiczne związane z selektywną redukcją NO _x	488
Tabela 3.291:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z nieselektywną redukcją katalityczną	490
Tabela 3.292:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z nieselektywną redukcją katalityczną	490
Tabela 3.293:	Zalety i wady związane z nieselektywną redukcją katalityczną	491
Tabela 3.294:	Aspekty ekonomiczne związane z nieselektywną redukcją katalityczną	491
Tabela 3.295:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze spalaniem w pochodni	498
Tabela 3.296:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze spalaniem w pochodni	501
Tabela 3.297:	Zalety i wady związane ze spalaniem w pochodni	501
Tabela 3.298:	Aspekty ekonomiczne związane ze spalaniem w pochodni	502
Tabela 3.299:	Łączone techniki oczyszczania gazów odlotowych	504
Tabela 3.300:	Przykład efektywności środowiskowej spalarni	507
Tabela 3.301:	Przegląd rozproszonych i ukierunkowanych emisji LZO z sektora chemicznego	510
Tabela 3.302:	Zalety i wady związane z dynamiczną olfaktometrią z oceną dokonywaną przez człowieka.....	525
Tabela 3.303:	Zalety i wady związane z elektronicznymi nosami	532
Tabela 3.304:	Przegląd technik „końca rury” usuwania odorów.....	536
Tabela 3.305:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z płuczkami utleniającymi z zasadą	537
Tabela 3.306:	Materiały eksploatacyjne związane z płuczkami utleniającymi z zasadą	537
Tabela 3.307:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z płuczkami utleniającymi z zasadą	538
Tabela 3.308:	Zalety i wady związane z z płuczkami utleniającymi z zasadą.....	538
Tabela 3.309:	Aspekty ekonomiczne związane z płuczkami utleniającymi z zasadą.....	538
Tabela 4.1:	Poziomy emisji powiązane z BAT dla bezpośrednich emisji TOC, ChZT i TSS do odbiornika ścieków	549
Tabela 4.2:	Poziomy emisji powiązane z BAT dla bezpośrednich emisji substancji odżywczych do odbiornika ścieków	549
Tabela 4.3:	Poziomy emisji powiązane z BAT dla bezpośrednich emisji AOX do odbiornika ścieków	550
Tabela 5.1:	Zalety i wady związane z fotokatalitycznym utlenianiem za pomocą dwutlenku tytanu w oczyszczaniu ścieków.....	562
Tabela 5.2:	Zalety i wady związane z łączonym utlenianiem elektrochemicznym	565
Tabela 5.3:	Aspekty ekonomiczne związane z łączonym utlenianiem elektrochemicznym	566
Tabela 5.4:	Efektywność redukcji związana z SCWO	568
Tabela 5.5:	Zalety i wady związane z SCWO	568
Tabela 5.6:	Efektywność redukcji za pomocą naturalnie ulepszonych mikroorganizmów do obróbki ogniotrwiałych OWO/ChZT	572
Tabela 5.7:	Efektywność redukcji związana z fotokatalitycznym utlenianiem za pomocą dwutlenku tytanu w oczyszczaniu gazów odlotowych.....	574
Tabela 5.8:	Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń.....	576
Tabela 5.9:	Materiały eksploatacyjne związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń	577
Tabela 5.10:	Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń.....	577
Tabela 5.11:	Zalety i wady związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń	578
Tabela 5.12:	Aspekty ekonomiczne związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń.....	578
Tabela 6.1:	Najważniejsze etapy procesu przeglądu dokumentu BREF dla Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym	581
Tabela 6.2:	Rozbieżne opinie	582

Tabela 7.1: Charakterystyka OŚ, których dane zgłoszono do pierwszej oceny CWW BREF.....	589
---	-----

ZAKRES

Niniejszy dokument BREF dotyczący Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym dotyczy czynności określonych w sekcjach 4 i 6.11 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/EU, a mianowicie:

- Sekcji 4; Przemysł chemiczny;
- Sekcji 6,11; Oczyszczanie ścieków nieobjętych Dyrektywą Rady 91/271/EWG i pochodzących z instalacji prowadzących działania objęte Sekcją 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE.

Niniejszy dokument obejmuje również łączone oczyszczanie ścieków różnego pochodzenia, jeżeli główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z działań objętych Sekcją 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE.

W szczególności niniejszy dokument obejmuje następujące zagadnienia:

- systemy zarządzania środowiskowego;
- oszczędzanie wody;
- gospodarowanie ściekami oraz ich odprowadzanie i oczyszczanie;
- gospodarowanie odpadami;
- obróbka osadu ściekowego za wyjątkiem spalania;
- gospodarowanie gazami odlotowymi oraz ich odprowadzanie i oczyszczanie;
- spalanie w pochodni;
- rozproszone emisje lotnych związków organicznych (LZO) do powietrza;
- emisje odorów;
- emisje hałasu;

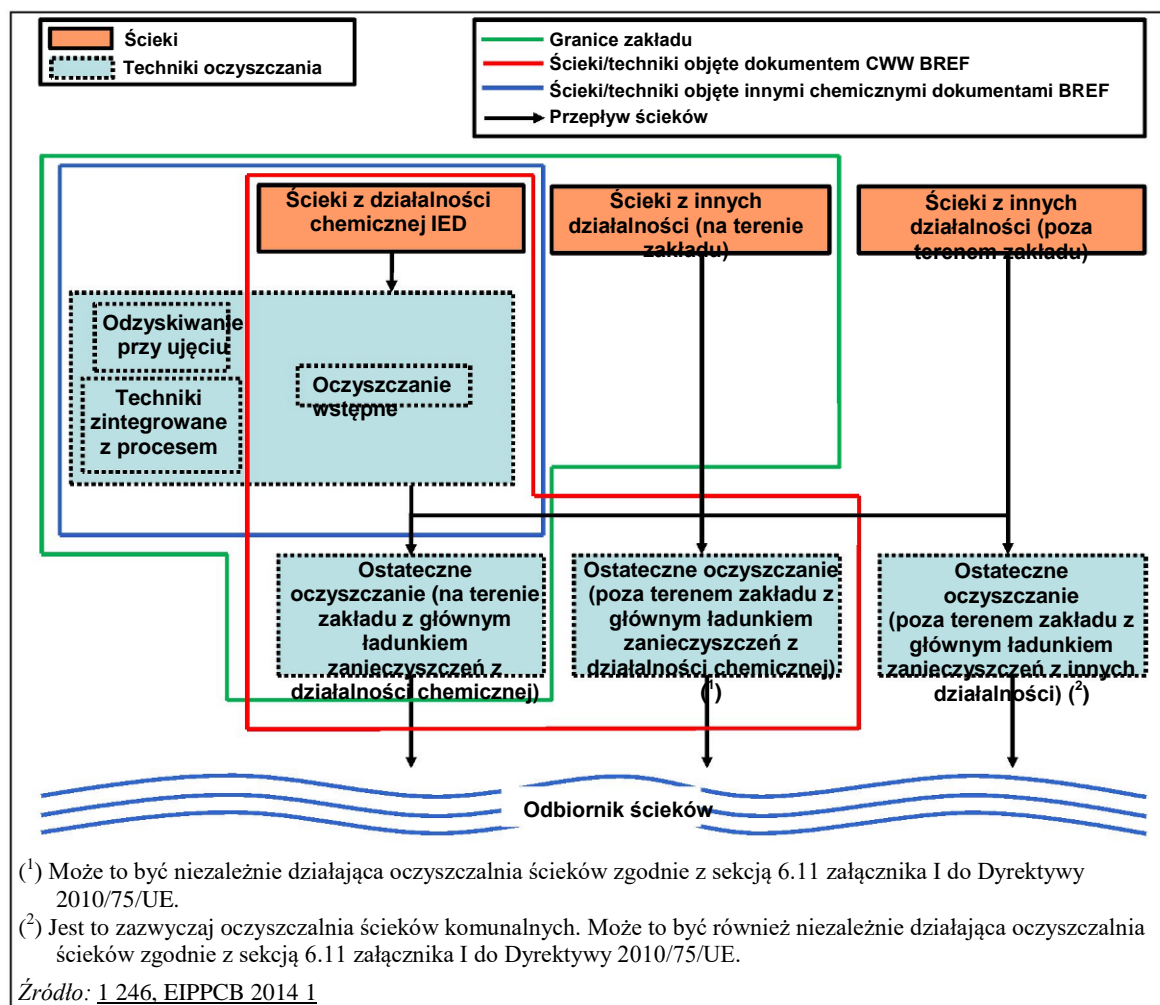
Inne dokumenty referencyjne, które mogą mieć znaczenie dla działań objętych niniejszym dokumentem wymieniono poniżej:

- Przemysł chloro-alkaliczny (CAK);
- Produkcja wielkotonażowych związków nieorganicznych – amoniaku, kwasów i nawozów sztucznych (LVIC–AAF);
- Produkcja wielkotonażowych związków nieorganicznych – substancje stałe i inne (LVIC–S);
- Produkcja specjalistycznych chemikaliów nieorganicznych (SIC);
- Produkcja wielkotonażowych związków organicznych (LVOC);
- Wytwarzanie organicznych chemikaliów wysokowartościowych (OFC);
- Produkcja polimerów (POL);
- Emisje pochodzące z magazynowania (EFS);
- Efektywność energetyczna (ENE);
- Monitorowanie emisji z instalacji IED do powietrza i wody (ROM);
- Przemysłowe systemy chłodzenia (ICS);
- Duże obiekty energetycznego spalania (LCP);
- Spalanie odpadów (WI);
- Gospodarka Odpadami (WT);
- Gospodarka i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska (ECM).

Zakres tego dokumentu nie obejmuje zagadnień, które dotyczą wyłącznie bezpieczeństwa w miejscu pracy lub bezpieczeństwa produktów, ponieważ kwestie te nie są objęte Dyrektywą. Są one omawiane tylko wtedy, gdy dotyczą kwestii wchodzących w zakres Dyrektywy.

Związki BREF

Schemat głównego i typowego związku pomiędzy dokumentem CWW BREF a pozostałymi chemicznymi dokumentami BREF dotyczącymi technik oczyszczania ścieków przedstawiono na rysunku 1.



Rysunek 1: Główny i typowy związek pomiędzy dokumentem CWW BREF a pozostałymi chemicznymi dokumentami BREF dotyczącymi technik oczyszczania.

1 INFORMACJE OGÓLNE

1.1 Sektor przemysłu chemicznego w Europie

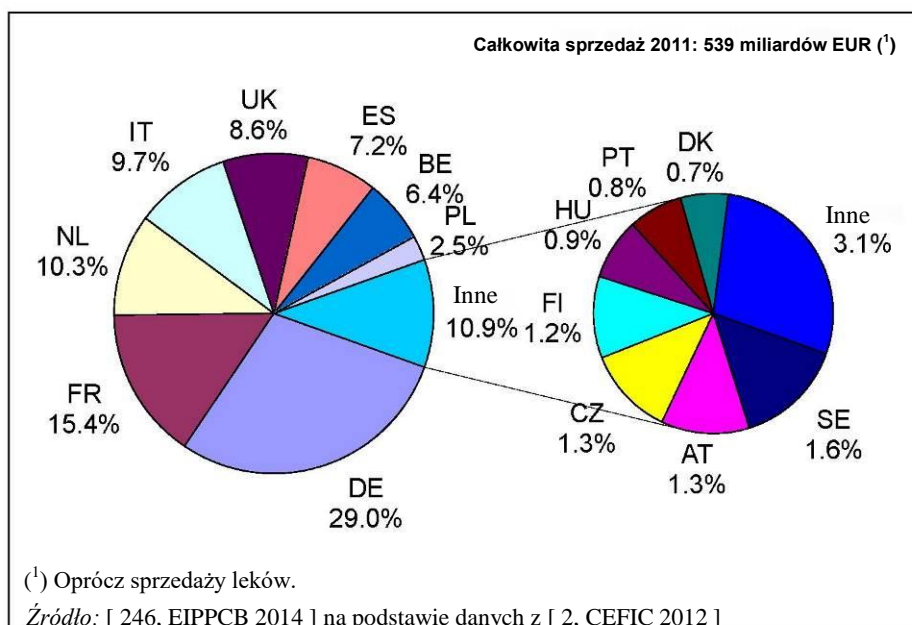
1.1.1 Rozwój przemysłowy i gospodarczy

Sektor chemiczny UE zapewnia znaczny wkład w gospodarkę UE. Jest to jedna z najbardziej międzynarodowych i konkurencyjnych branż, związanych z szerokim zakresem działalności przetwórczej i produkcyjnej. Jego produkcja obejmuje szeroką gamę produktów chemicznych i zaopatruje on praktycznie wszystkie sektory gospodarki. W 2011 r. całkowita sprzedaż chemikaliów w krajach UE-27 wyniosła 539 mld EUR, co pod względem wartości stanowi 19,6% światowej sprzedaży chemikaliów. Udział ten spadł z 29,8% w 2001 r. i chociaż całkowita wartość sprzedaży stale rosła, ogólna sprzedaż chemikaliów na świecie wzrastała w jeszcze szybszym tempie. W 2011 r. kraje UE-27 były wiodącym eksporterem i importerem chemikaliów na świecie, odpowiadając za prawie 40% światowego handlu, zdefiniowanego jako całkowita wartość eksportu plus import, w tym handel wewnątrz UE [2, CEFIC 2012].

Sektor chemiczny w UE-27 zatrudniał w 2011 r. łącznie około 1,19 miliona pracowników. Sektor wygenerował także dodatkowe pośrednie miejsca pracy za pośrednictwem łańcucha wartości, których liczba była dwa razy większa niż w przypadku bezpośredniego zatrudnienia. Bezpośrednie zatrudnienie w latach 2002-2011 zmniejszało się o średnią roczną stopę 1,9% [2, CEFIC 2012].

1.1.2 Rozkład geograficzny

W 2011 r. osiem państw członkowskich UE stanowiło około 90% europejskiej produkcji chemicznej (Rysunek 1.1). Największym producentem chemikaliów w Europie były cały czas Niemcy, a następnie Francja, Holandia i Włochy. Łącznie te cztery kraje wygenerowały 64,4% sprzedaży produktów chemicznych w krajach UE-27, o wartości 347,2 mld EUR. Udział ten wynosił prawie 90%, czyli 480,3 miliarda euro, kiedy uwzględniono Wielką Brytanię, Hiszpanię, Belgię i Polskę. Pozostałe 19 państw członkowskich UE wygenerowało około 10% sprzedaży w sektorze chemicznym w krajach UE-27 o wartości 58,8 mld EUR, z czego około połowa przypada na cztery państwa członkowskie UE, tj. Szwecję, Austrię, Czechy i Finlandię [2, CEFIC 2012].



Rysunek 1.1: Udział 27 państw członkowskich UE w całkowitej sprzedaży przemysłu chemicznego w 2011 r.

1.1.3 Zintegrowane zakłady chemiczne w Europie

Duży udział produkcji chemicznej w krajach UE-27 realizowany jest w zintegrowanych obiektach chemicznych, które stanowią zarówno wyzwanie, jak i możliwości w zakresie zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli. Wyzwania obejmują postępowanie z możliwą złożonością połączeń i współzależności między instalacjami chemicznymi. Możliwości obejmują recykling lub ponowne wykorzystanie materiałów, energii lub wody, a także stosowanie wspólnego sprzętu, który może zwiększyć zdolność i wydajność reakcji na sytuacje awaryjne oraz zapobiegać wpływowi na środowisko i szkodom lub je minimalizować. Przykładami takich centralnych urządzeń są centralne oczyszczalnie ścieków i centralne instalacje do spalania/utleniania. Zgodnie z zasadami dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych (2010/75/UE) i innych przepisów wspólnotowych, gdy jest to wykonalne, zapobieganie zanieczyszczeniom jest preferowane w stosunku do ich kontroli. Z tego powodu po przeanalizowaniu różnych opcji zapobiegania emisjom i marnotrawstwu, uwzględnia się opcję oczyszczania ścieków lub gazów odlotowych.

Spalanie może być również sposobem odzyskiwania energii (np. przez wytwarzanie pary wodnej i/lub energii elektrycznej) i materiałów (często produktów chemicznych) z odpadów. Kiedy przeprowadza się centralne spalanie, szczególną uwagę zwraca się zazwyczaj na okresy, w których niemożliwe są działania centralne, np. ze względów konserwacyjnych. W takich przypadkach zazwyczaj dostępne są systemy zapasowe (na przykład zdecentralizowane).

1.2 Znaczenie przemysłu chemicznego dla środowiska

1.2.1 Streszczenie

Zagadnienia związane ze znaczeniem przemysłu chemicznego dla środowiska obejmują [15, CEFIC 2012]:

- efektywność energetyczną;
- emisje związków (fluorowco)organicznych, substancji odżywczych (azotu, fosforu) i metali do wody;
- emisje lotnych związków organicznych (LZO) i gazów zakwaszających (amoniaku, tlenków siarki i tlenków azotu) do powietrza;
- wytwarzanie odpadów.

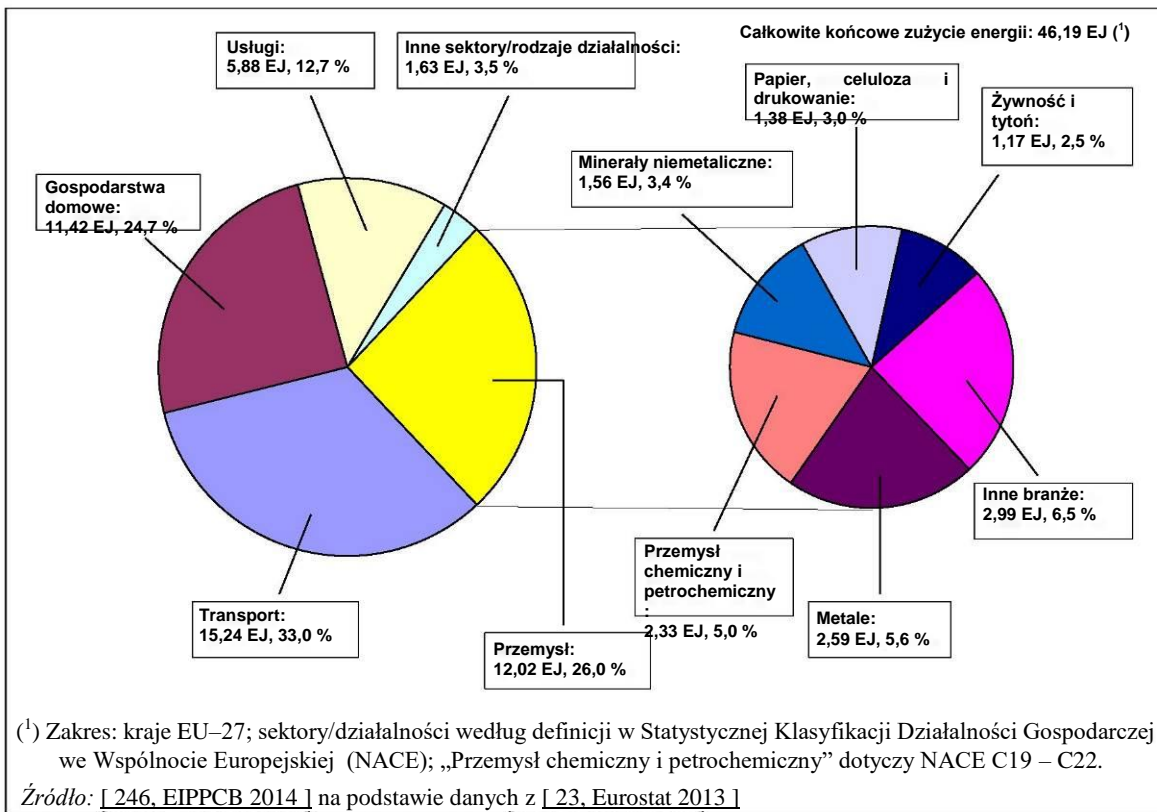
Wiele danych w poniższych sekcjach pochodzi z Europejskiego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (E-PRTR), który dotyczy dużych instalacji przemysłowych. W roku 2010 E-PRTR zawierał dane dotyczące emisji z około 14000 instalacji w krajach UE-27 oraz Islandii, Liechtensteinie, Norwegii i Serbii, z których około 900 należało do sektora przemysłu chemicznego. Definicja sektora przemysłu chemicznego w E-PRTR jest taka sama jak w dyrektywie w sprawie emisji przemysłowych 2010/75/UE (IED) [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010] [16, E-PRTR 2013].

Dane z E-PRTR zapewniają przegląd względnego znaczenia określonej substancji zanieczyszczającej dla danego sektora przemysłu. Łączna emisja z określonego sektora przemysłu jest jednak zwykle wyższa, ponieważ E-PRTR zawiera tylko dane dotyczące emisji z instalacji przekraczających pewną wartość progową. Ponadto emisje do wody mogą zachodzić pośrednio z komunalnych lub niezależnie eksploatowanych oczyszczalni ścieków przemysłowych. W takich przypadkach emisje będą zgłaszane w ramach innej kategorii.

Inne dane zaczerpnięto ze statystycznej bazy danych Eurostatu. Sektory/działalności zdefiniowano w Statystycznej Klasyfikacji Działalności Gospodarczej we Wspólnocie Europejskiej (NACE) [23, Eurostat 2013].

1.2.2 Efektywność energetyczna

Całkowite zużycie energii w przemyśle chemicznym wyniosło w 2009 r. 50,4 mln ton ekwiwalentu ropy (TOE) (co odpowiada 2,1 EJ). W latach 1990-2009 zużycie spadło o prawie 27%. W tym okresie roczna produkcja wzrosła średnio o 2,5%, podczas gdy zużycie energii spadło o 1,7%, co odpowiada ogólnemu zmniejszeniu energochłonności o około 55% [15, CEFIC 2012]. W 2011 r. całkowite końcowe zużycie energii w krajach UE-27 wyniosło 46,19 EJ (1 EJ = 10¹⁸ J) (Rysunek 1.2). Największy udział energii zużywano w transporcie, następnie w działalności przemysłowej i w gospodarstwach domowych. Sektor przemysłu chemicznego i petrochemicznego pochłonął 2,33 EJ, co stanowiło 5,0% całkowitej energii końcowej zużytej w krajach UE-27.

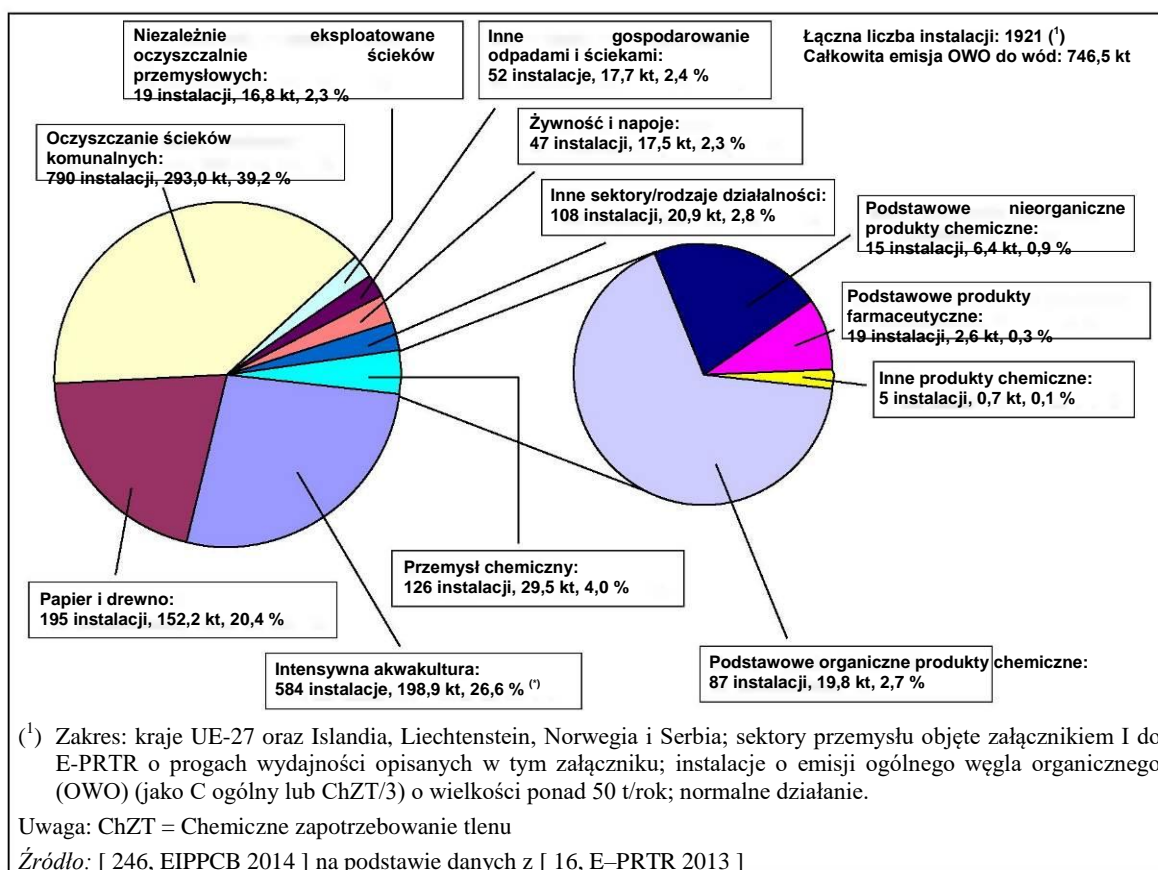


Rysunek 1.2: Całkowite zużycie energii końcowej według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w UE-27 w 2011 r.

1.2.3 Emisje do wody

1.2.3.1 Związki organiczne

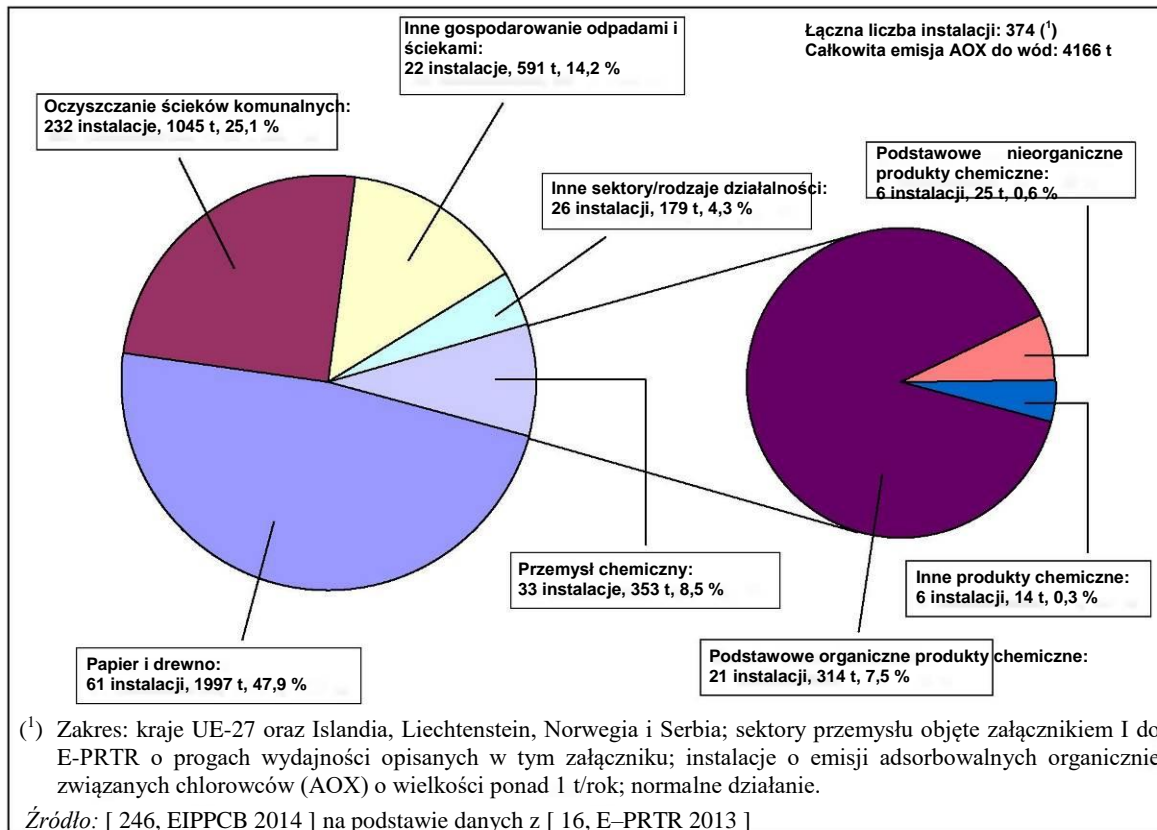
Emisje związków organicznych do wód według gałęzi przemysłu, podane jako ogólny węgiel organiczny (OWO), przedstawiono na Rysunek 1.3. W 2010 r. 126 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 29,5 kt OWO do wód, co stanowi 4,0% całkowitej ilości OWO wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji OWO pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych, następnie intensywnej akwakultury, a następnie z produkcji i przetwarzania papieru i drewna. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych organicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za ponad 65% wszystkich emisji OWO.



Rysunek 1.3: Emisje związków organicznych do wody według sektorów/działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.2 Związki fluorowcoorganiczne

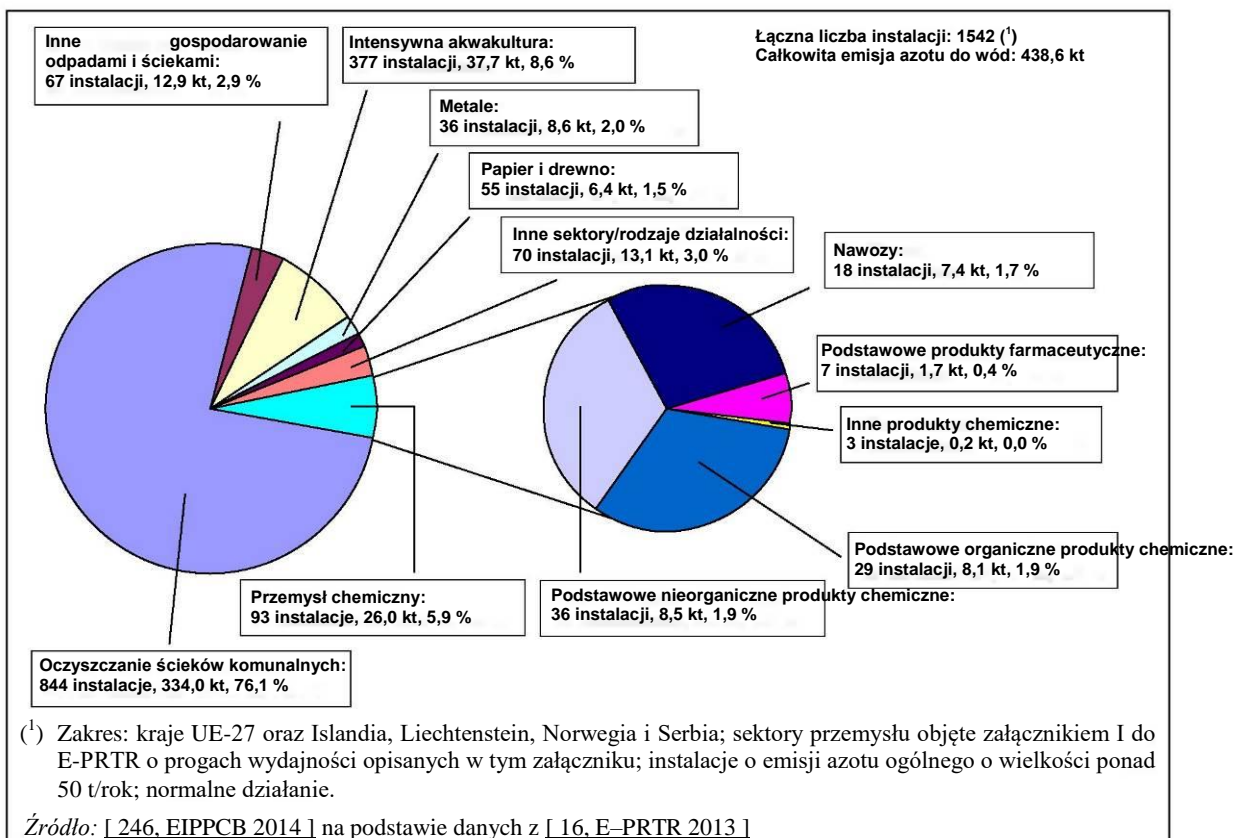
Emisje związków fluorowcoorganicznych do wód według gałęzi przemysłu, podane jako adsorbowalne organicznie związane chlorowce (AOX), przedstawiono na Rysunek 1.4. W 2010 r. 33 instalacje sektora przemysłu chemicznego wyemitowały łącznie 353 t AOX do wód, co stanowi 8,5 % całkowitej ilości AOX wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji AOX pochodziła z produkcji i przetwarzania papieru i drewna, a następnie oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych organicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za prawie 90% wszystkich emisji AOX.



Rysunek 1.4: Emisje związków fluorowcoorganicznych do wody według sektorów/działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.3 Azot

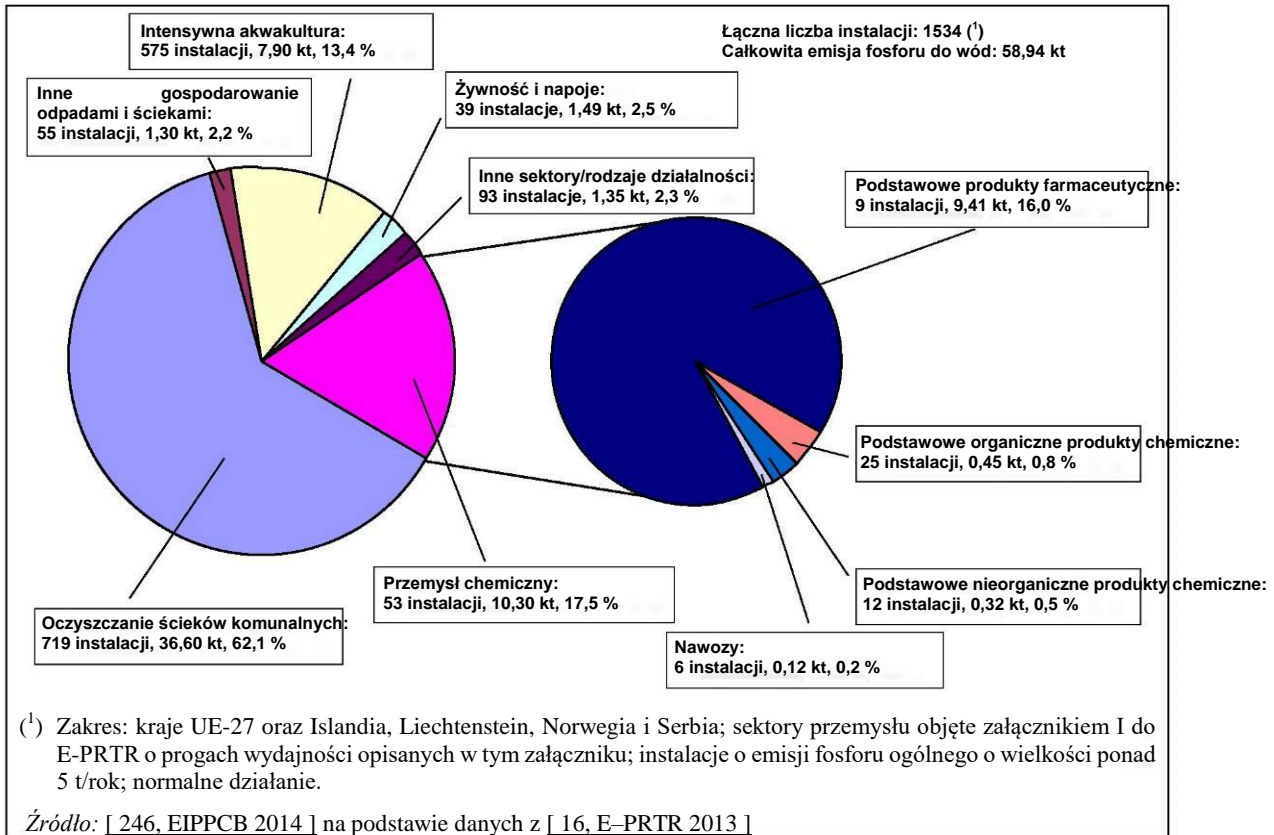
Emisje azotu do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.5. W 2010 r. 93 instalacje sektora przemysłu chemicznego wyemitowały łącznie 26,0 kt azotu do wód, co stanowi 5,9 % azotu ogólnego wyemitowanego do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji azotu pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych organicznych substancji chemicznych oraz produkcja nawozów była odpowiedzialna za ponad 90% wszystkich emisji azotu.



Rysunek 1.5: Emisje azotu ogólnego do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.4 Fosfor

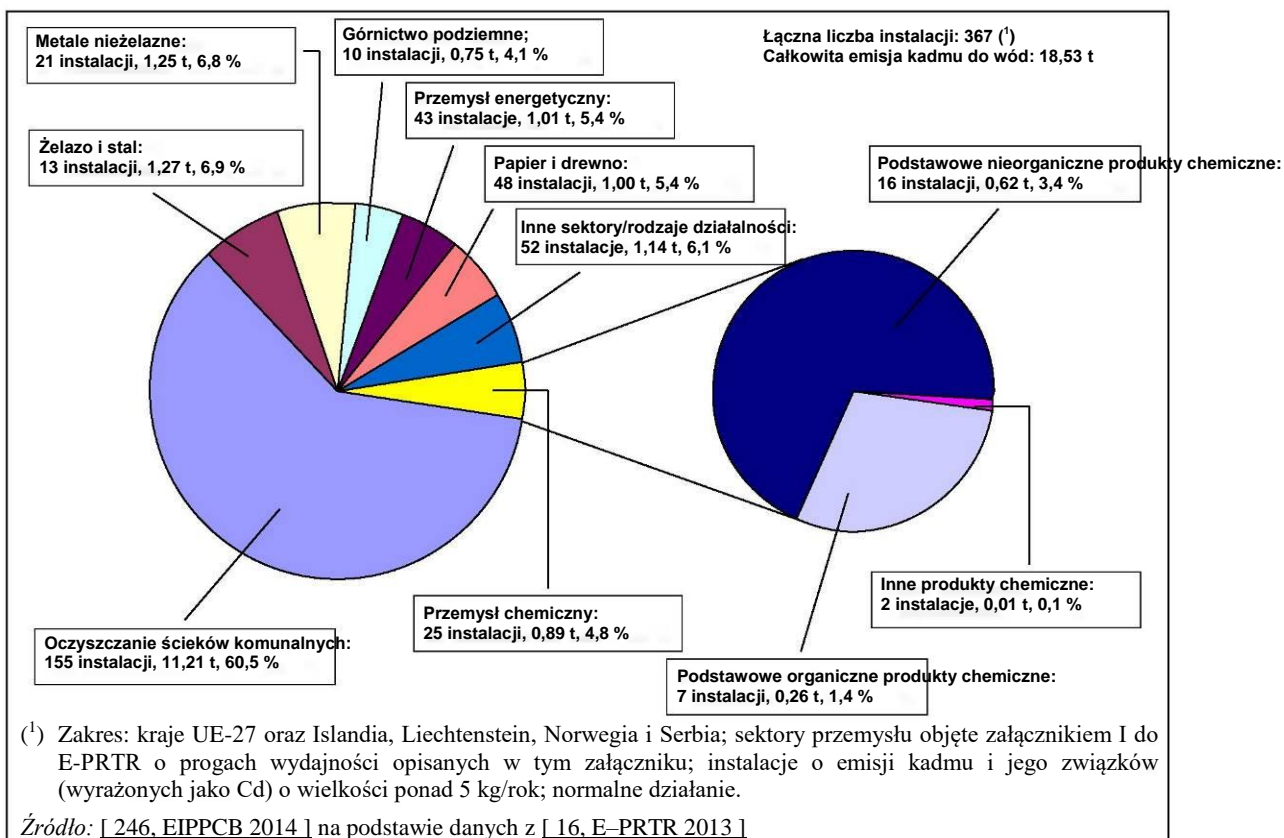
Emisje fosforu do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.6. W 2010 r. 55 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 10,3 kt fosforu do wód, co stanowi 17,5 % fosforu ogólnego wyemitowanego do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji fosforu pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego kilka instalacji wytwarzających podstawowe produkty farmaceutyczne było odpowiedzialne za ponad 90% wszystkich emisji fosforu.



Rysunek 1.6: Emisje fosforu ogólnego do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.5 Kadm

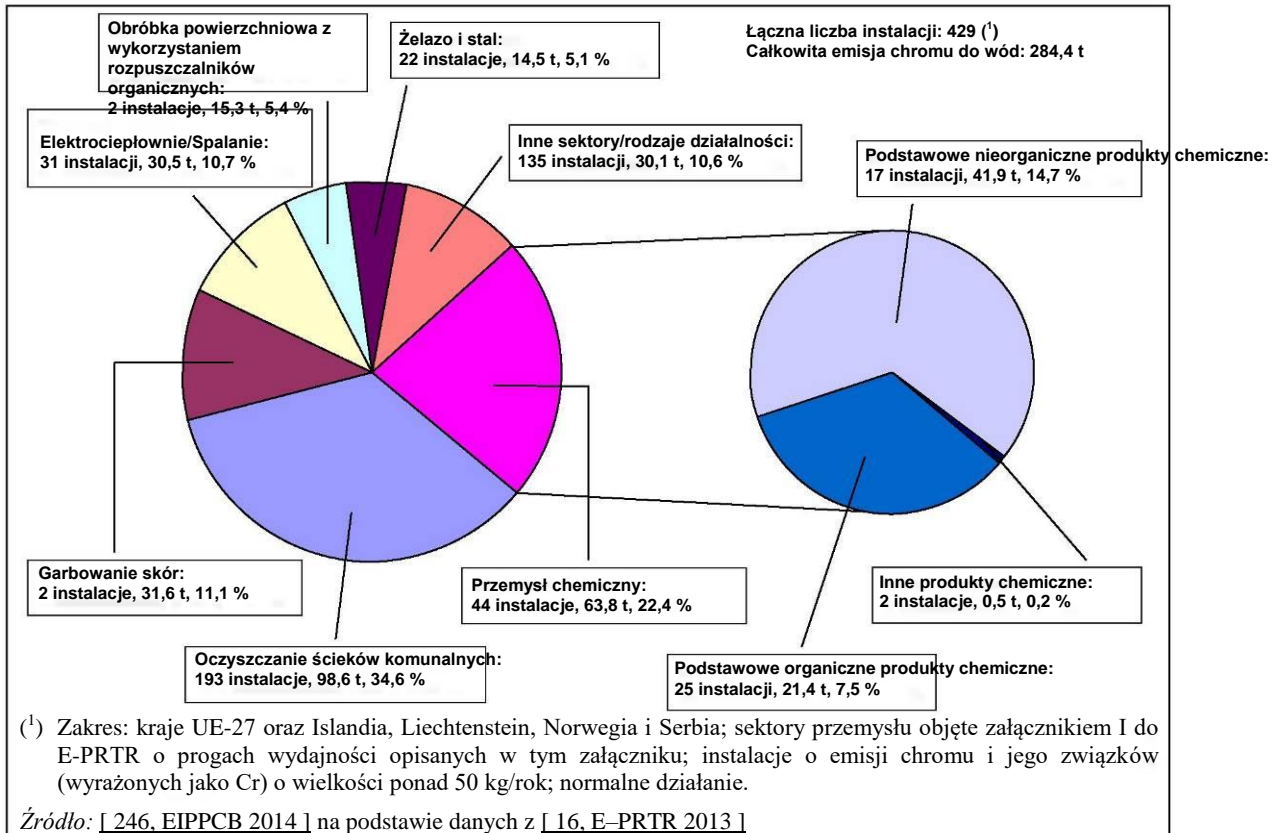
Emisje kadmu do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.7. W 2010 r. 25 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 0,89 t kadmu do wód, co stanowi 4,8 % całkowitej ilości kadmu wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji kadmu pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za prawie 70% wszystkich emisji kadmu.



Rysunek 1.7: Emisje kadmu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.6 Chrom

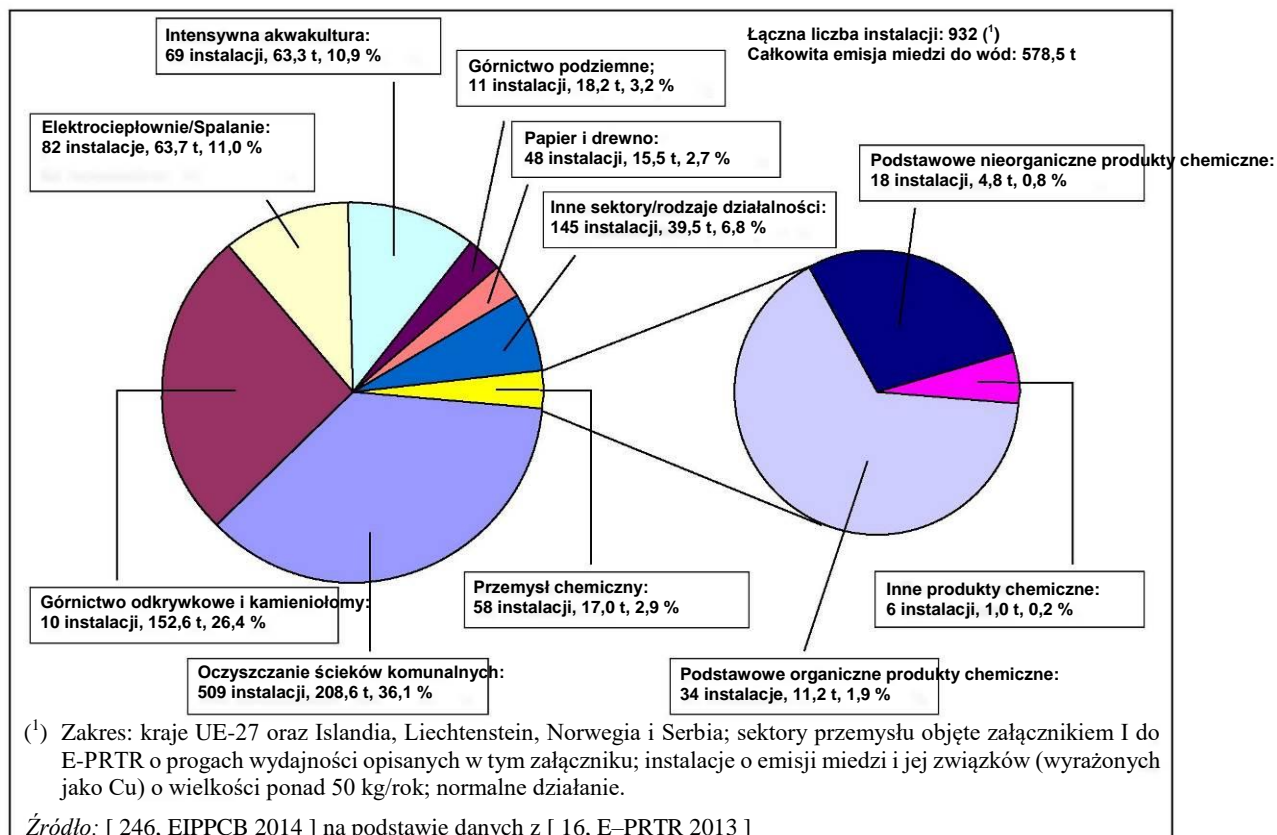
Emisje chromu do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.8. W 2010 r. 44 instalacje sektora przemysłu chemicznego wyemitowały łącznie 63,8 t kadmu do wód, co stanowi 22,4 % całkowitej ilości kadmu wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji chromu pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za 65% wszystkich emisji chromu.



Rysunek 1.8: Emisje chromu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r,

1.2.3.7 Miedź

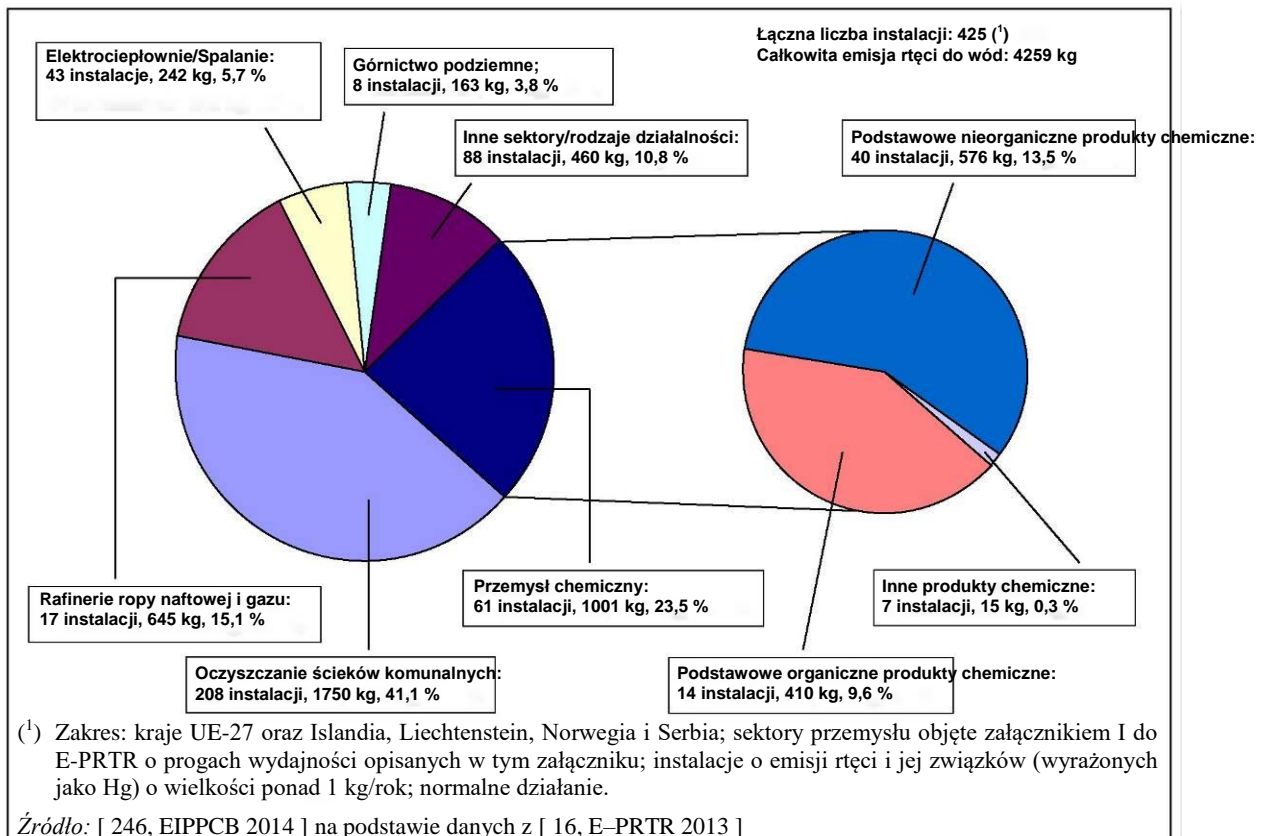
Emisje miedzi do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.9. W 2010 r. 58 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 17,0 t miedzi do wód, co stanowi 2,9% całkowitej ilości miedzi wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji miedzi pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych, a następnie z górnictwa odkrywkowego i kamieniołomów. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za 65% wszystkich emisji miedzi.



Rysunek 1.9: Emisje miedzi do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.8 Rtęć

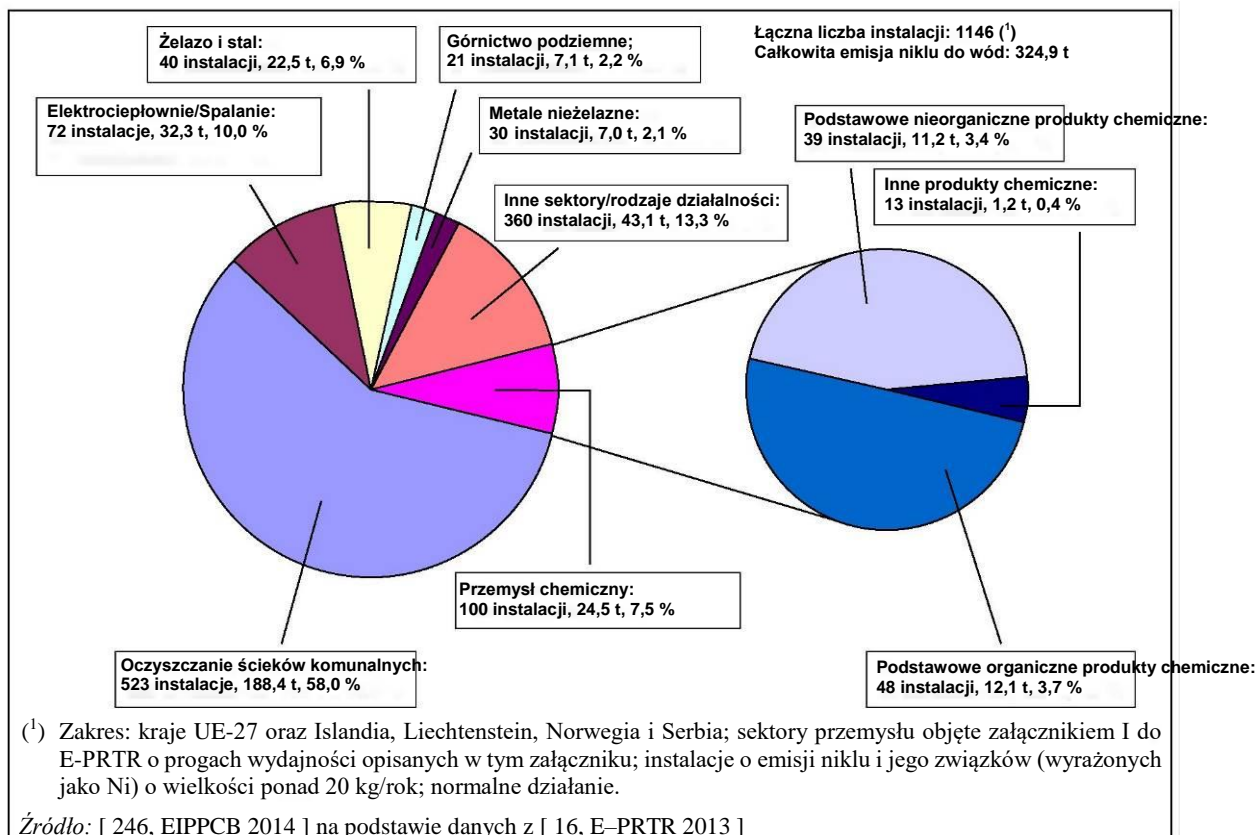
Emisje rtęci do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.10. W 2010 r. 61 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 1,001 kg rtęci do wód, co stanowi 23,5% całkowitej ilości rtęci wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji rtęci pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za około 60 % wszystkich emisji rtęci. Wiele instalacji chemicznych z emisją rtęci do wody wykorzystywało lub nadal wykorzystuje technikę ogniwa rtęciowego do produkcji chloru i wodorotlenku sodu/potasu.



Rysunek 1.10: Emisje rtęci do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.9 Nikiel

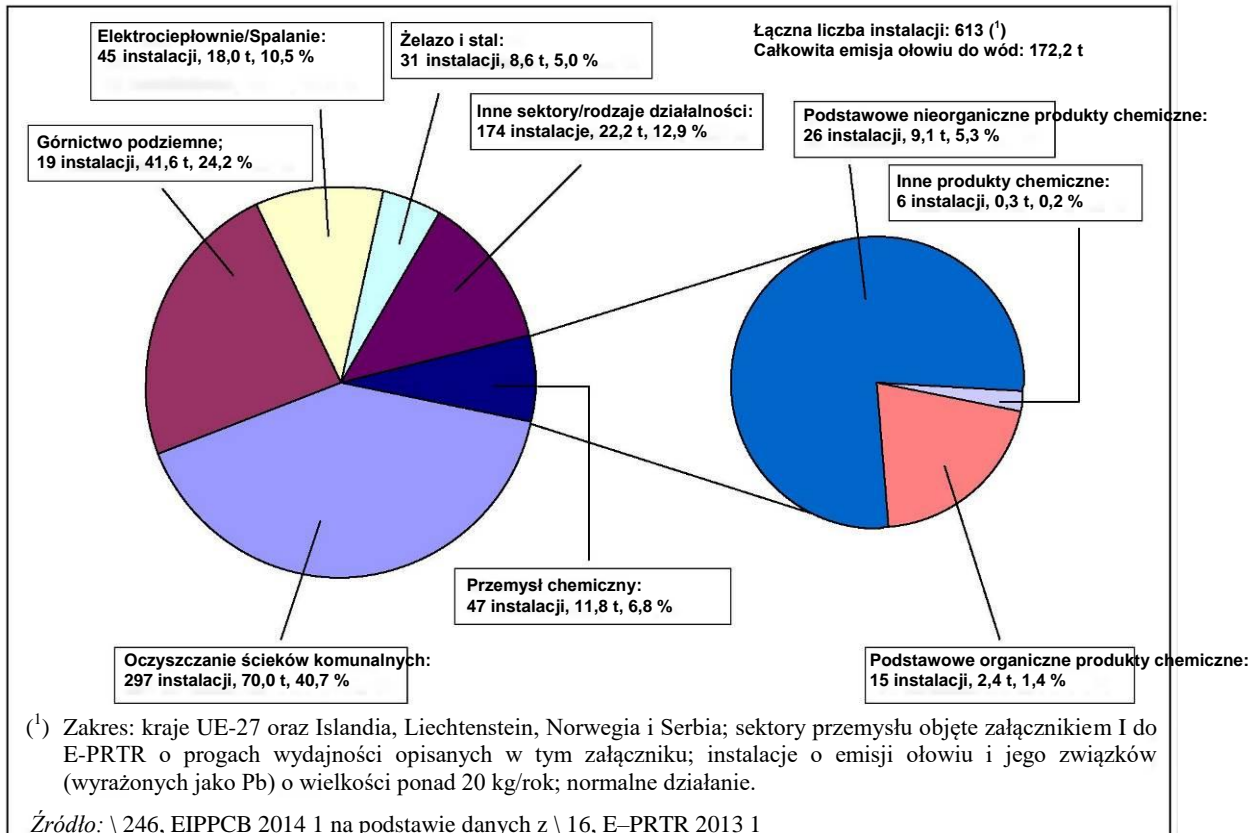
Emisje niklu do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.11. W 2010 r. 100 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 24,5 t niklu do wód, co stanowi 7,5% całkowitej ilości niklu wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji niklu pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego łączna produkcja podstawowych organicznych i nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za ponad 95% wszystkich emisji niklu.



Rysunek 1.11: Emisje niklu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.10 Ołów

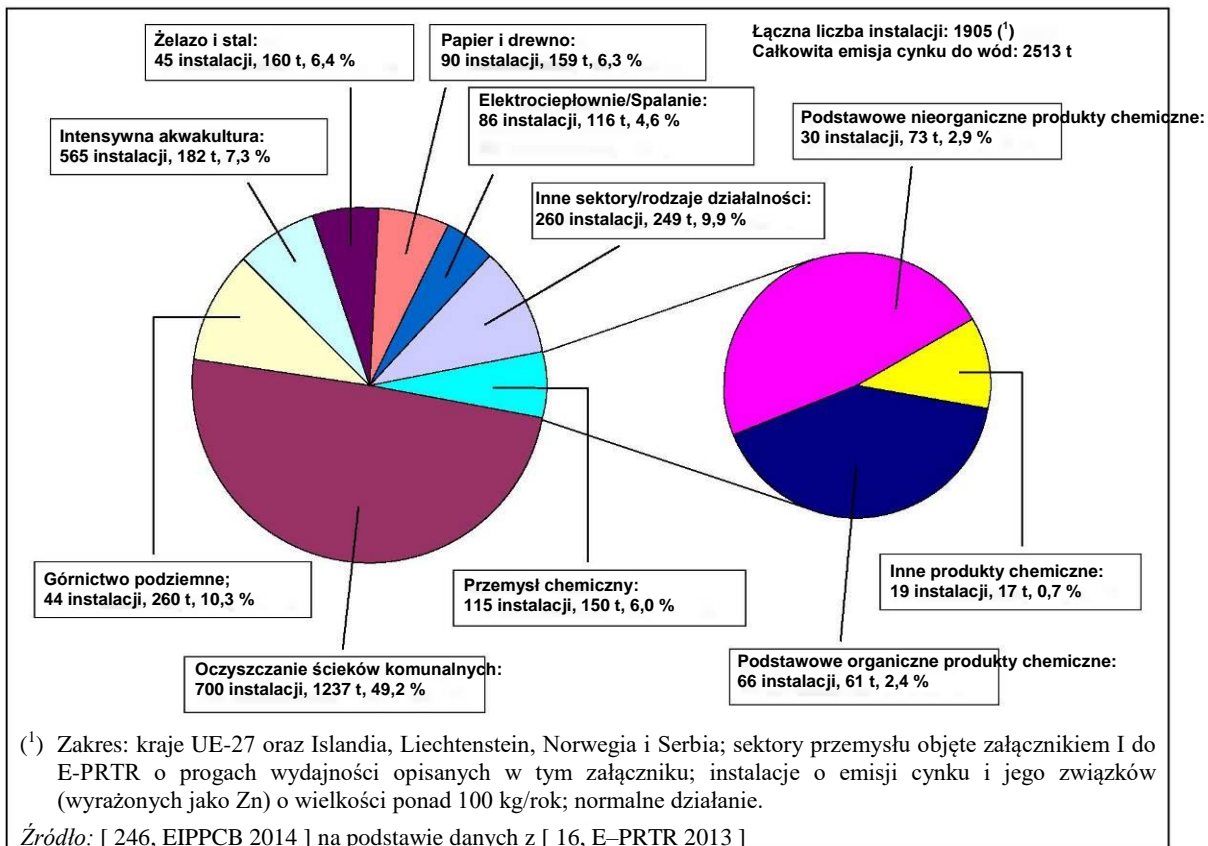
Emisje ołowiu do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.12. W 2010 r. 47 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 11,8 t ołowiu do wód, co stanowi 6,8% całkowitej ilości ołowiu wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji ołowiu pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych, a następnie z górnictwa podziemnego. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za ponad 75% wszystkich emisji ołowiu.



Rysunek 1.12: Emisje ołowiu do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.3.11 Cynk

Emisje cynku do wód według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.13. W 2010 r. 115 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 150 t ołowiu do wód, co stanowi 6,0% całkowitej ilości ołowiu wyemitowanej do wód przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji cynku pochodziła z oczyszczalni ścieków komunalnych. W sektorze przemysłu chemicznego łączna produkcja podstawowych organicznych i nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za ponad 90% wszystkich emisji cynku.

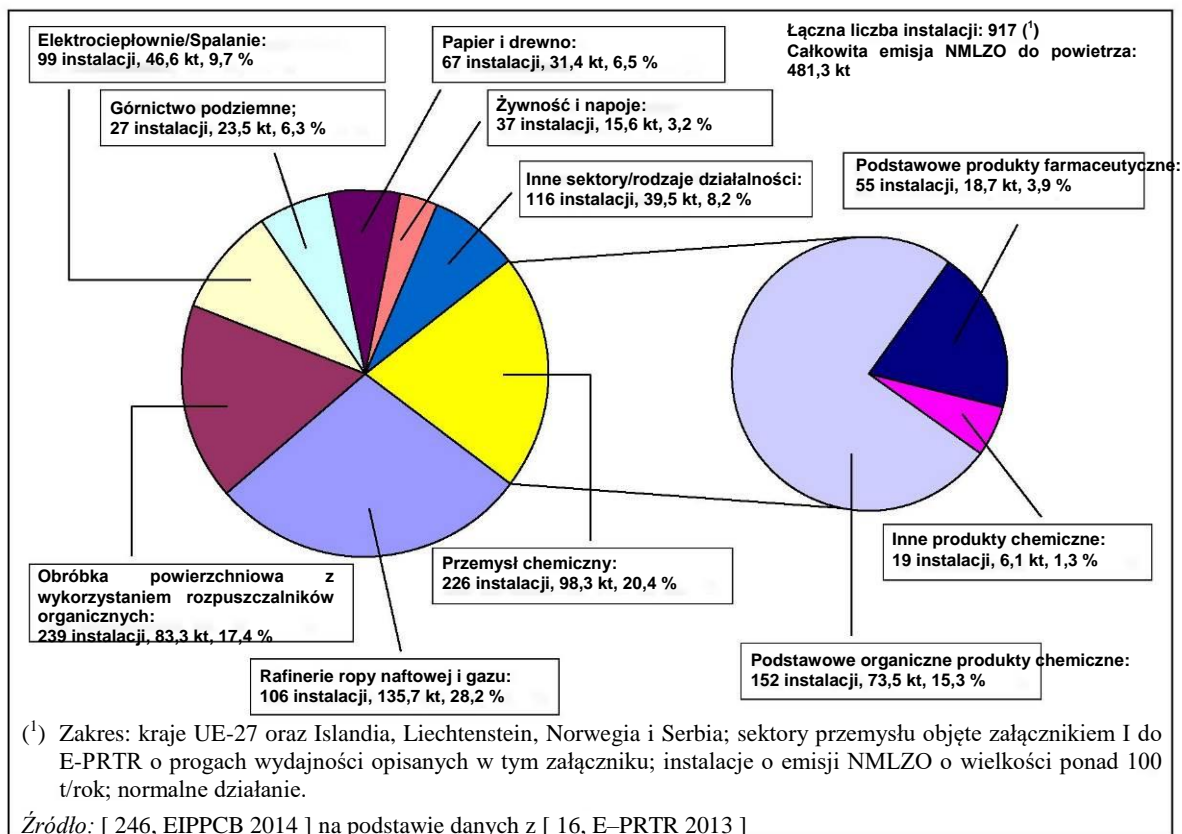


Rysunek 1.13: Emisje cynku do wody według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.4 Emisje do powietrza

1.2.4.1 Nietemtanowe lotne związki organiczne (NMLZO)

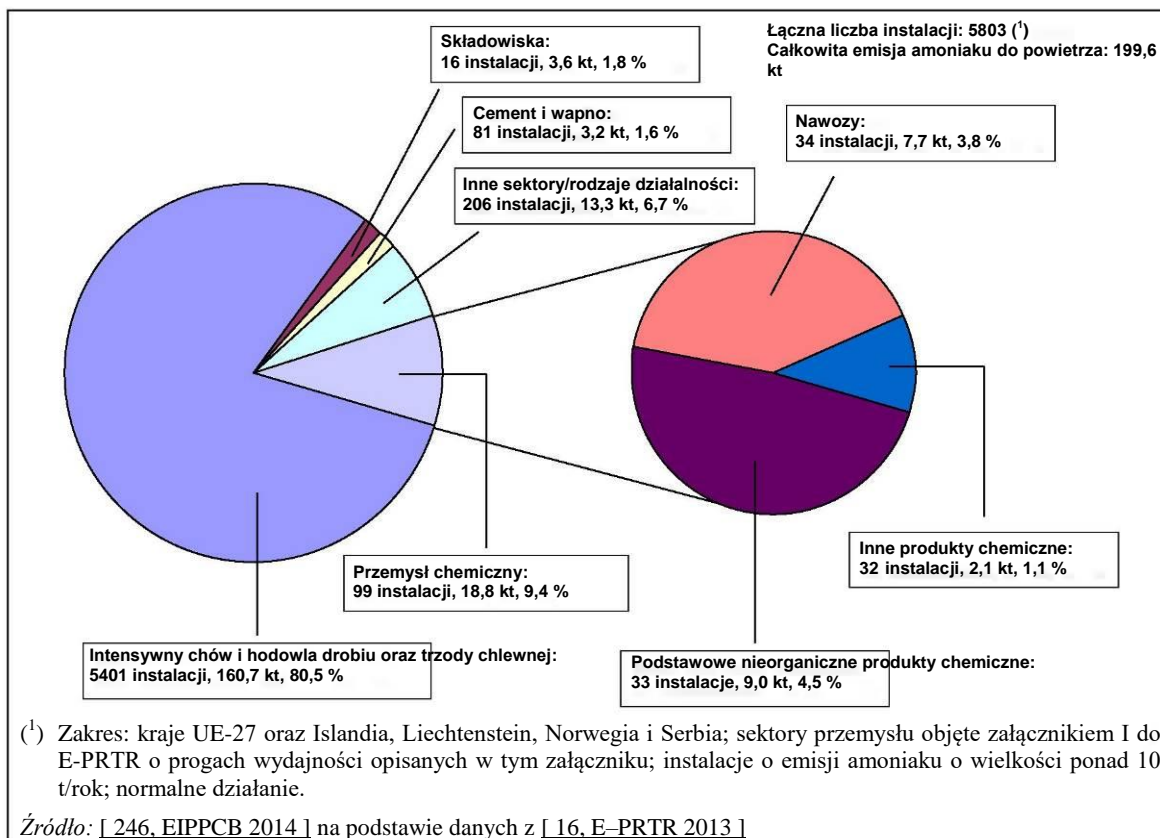
Większość emisji nietemtanowych lotnych związków organicznych (NMLZO) w przemyśle chemicznym to emisje rozproszone/niezorganizowane lub występujące podczas przechowywania, a oba źródła są trudne do zmierzenia i określenia ilościowego [15, CEFIC 2012]. Emisje NMLZO do powietrza według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.14. W 2010 r. 226 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 98,3 kt NMLZO do powietrza, co stanowi 20,4% całkowitej ilości NMLZO wyemitowanej do powietrza przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji NMLZO pochodziła z rafinerii ropy naftowej i gazu. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych organicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za prawie 75% wszystkich emisji NMLZO.



Rysunek 1.14: Emisje NMLZO do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.4.2 Amoniak

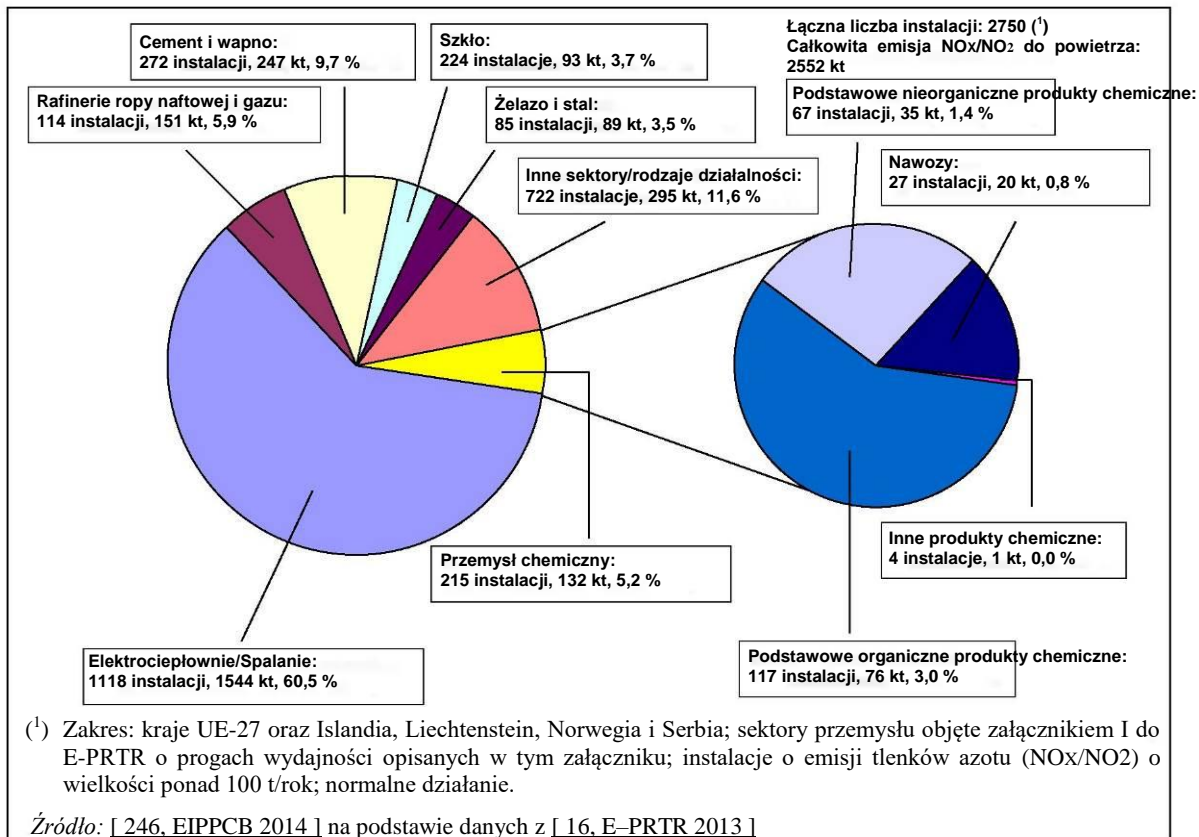
Emisje amoniaku do powietrza według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.15. W 2010 r. 99 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 18,8 kt amoniaku do powietrza, co stanowi 9,4% całkowitej ilości amoniaku wyemitowanej do powietrza przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji amoniaku pochodziła do tej pory z intensywnego chowu i hodowli drobiu i trzody chlewnej. W sektorze przemysłu chemicznego łączna produkcja podstawowych nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za prawie 90% wszystkich emisji amoniaku.



Rysunek 1.15: Emisje amoniaku do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.4.3 Tlenki azotu

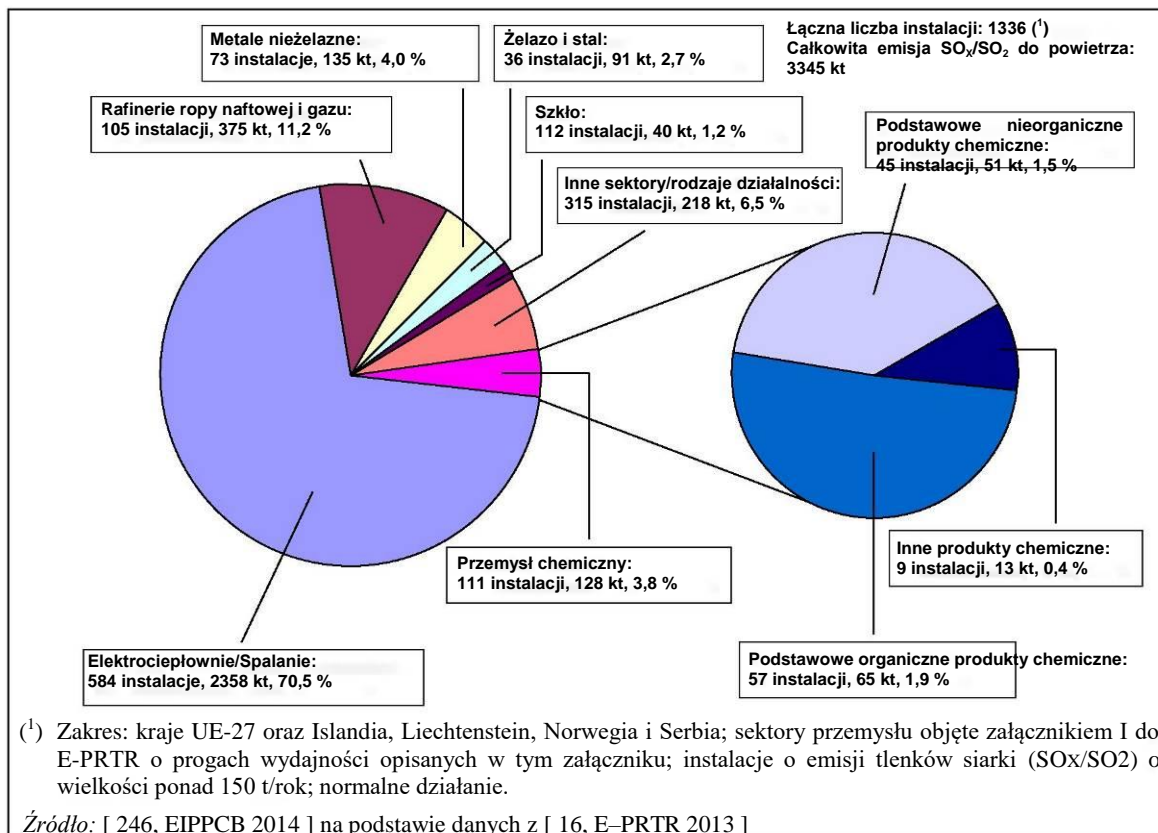
Emisje tlenków azotu do powietrza według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.16. W 2010 r. 215 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 132 kt tlenków azotu do powietrza, co stanowi 5,2% całkowitej ilości tlenków azotu wyemitowanej do powietrza przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji tlenków azotu pochodziła z elektrociepłowni i innych instalacji energetycznych. W sektorze przemysłu chemicznego produkcja podstawowych organicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za prawie 60% wszystkich emisji NMLZO.



Rysunek 1.16: Emisje tlenków azotu do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie w 2010 r.

1.2.4.4 Tlenki siarki

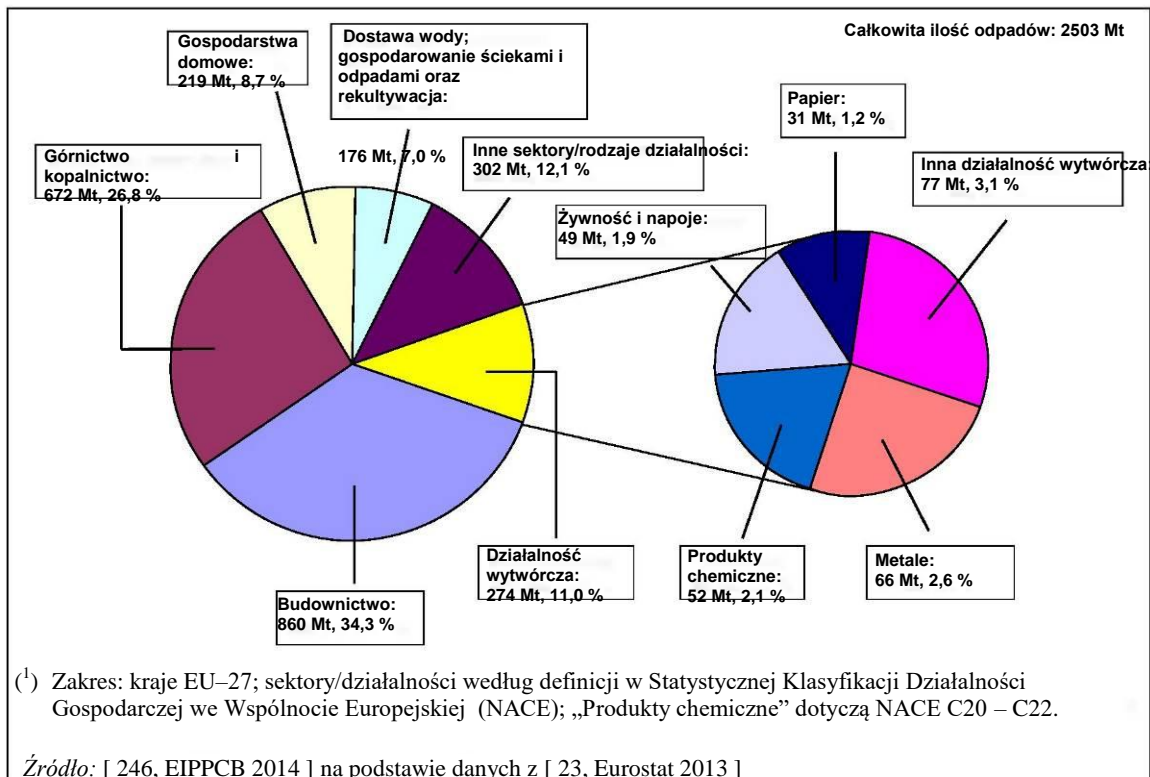
Emisje tlenków siarki do powietrza według gałęzi przemysłu przedstawiono na Rysunek 1.17. W 2010 r. 111 instalacji sektora przemysłu chemicznego wyemitowało łącznie 128 kt tlenków siarki do powietrza, co stanowi 3,8 % całkowitej ilości tlenków siarki wyemitowanej do powietrza przez wszystkie instalacje uwzględnione w E-PRTR. Największa część emisji tlenków siarki pochodziła z elektrowni i innych instalacji energetycznych. W sektorze przemysłu chemicznego łączna produkcja podstawowych organicznych i nieorganicznych substancji chemicznych była odpowiedzialna za około 90% wszystkich emisji tlenków siarki.



Rysunek 1.17: Emisje tlenków siarki do powietrza według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w Europie

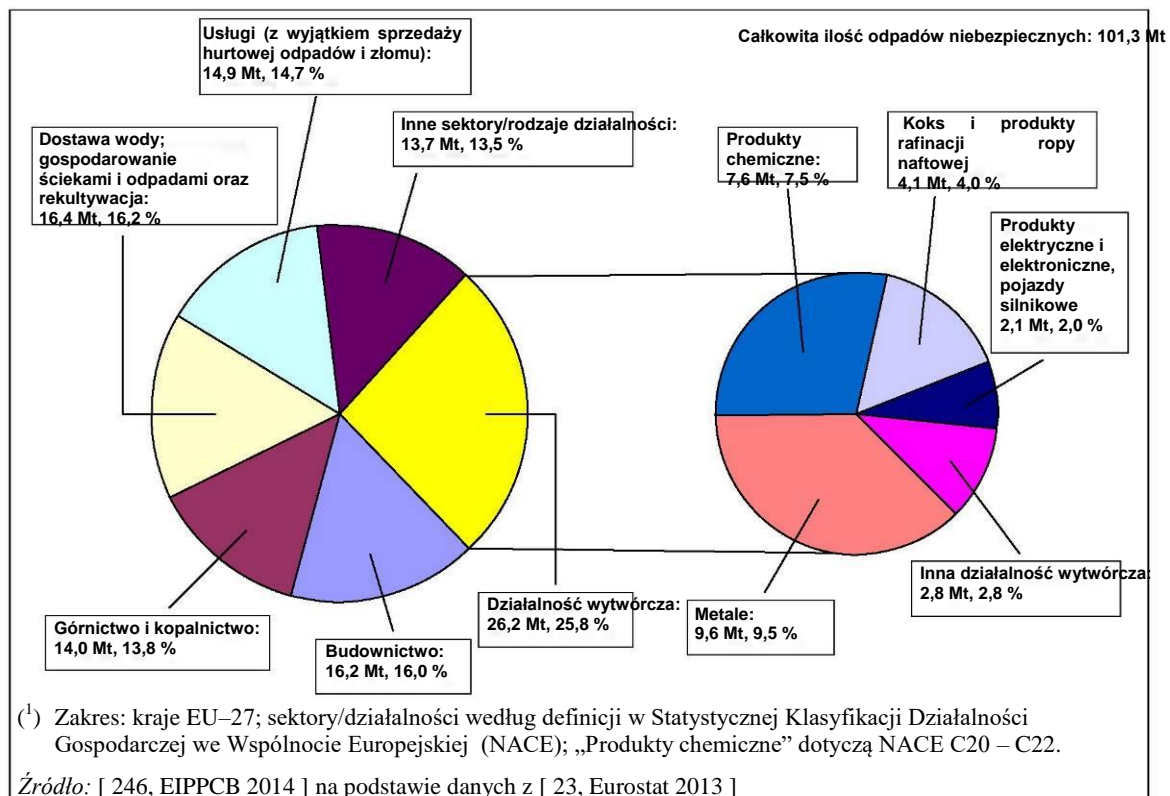
1.2.5 Wytwarzanie odpadów

W 2010 r. w krajach UE-27 wytworzono 2,5 Gt odpadów, obejmujących zarówno odpady z działalności przemysłowej, jak i gospodarstw domowych (Rysunek 1.18). Największa część odpadów pochodziła z budownictwa, a następnie z górnictwa i kopalnictwa. Przemysł wytwórczy wytworzył łącznie 274 Mt odpadów, co stanowiło 11,0% całkowitej ilości odpadów wytworzonych w krajach UE-27. Przemysł chemiczny w ramach przemysłu wytwórczego wytworzył łącznie 52 Mt odpadów, co stanowiło 2,1 % całkowitej ilości odpadów wytworzonych w krajach UE-27.



Rysunek 1.18: Wytwarzanie odpadów według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w krajach UE-27 w 2010 r.

W 2010 r. w krajach UE-27 powstało 101,3 Mt odpadów niebezpiecznych (Rysunek 1.19). Stanowiło to 4,0% wszystkich wytworzonych odpadów. Największa część odpadów niebezpiecznych, 26,2 Mt, co stanowi 25,8%, pochodziła z przemysłu wytwórczego. Przemysł chemiczny w ramach przemysłu wytwórczego wytworzył łącznie 7,6 Mt odpadów niebezpiecznych, co stanowiło 7,5% całkowitej ilości odpadów niebezpiecznych wytworzonych w krajach UE-27.



Rysunek 1.19: Wytwarzanie odpadów niebezpiecznych według sektorów/zakresu działalności w przemyśle w kr. 2010 r.

1.3 Zielona chemia

Zieloną chemię zdefiniowano jako „wykorzystanie zbioru zasad, które zmniejszają lub eliminują użycie lub wytwarzanie niebezpiecznych substancji w projektowaniu, wytwarzaniu i stosowaniu produktów chemicznych” [151, Anastas i Warner 1998]. Definicja ta wykracza poza samo wytwarzanie produktów chemicznych, ale wytwórcy i organy regulacyjne mogą być zmuszeni do rozważenia szerszego „okresu eksploatacji” produktów chemicznych w celu zastosowania całościowego podejścia do ochrony środowiska.

Celem zielonej chemii jest zmniejszenie nieodłącznych zagrożeń związanych z produktami i procesami, przy jednoczesnym utrzymaniu poprawy jakości życia, zapewnionej przez przemysł. Nie jest to radykalnie nowe podejście, ponieważ opiera się na czynnikach, które zawsze były częścią procesu projektowania, ale integruje ono kwestie środowiskowe z centrum procesu decyzyjnego. Zieloną chemię streszczono w dwunastu zasadach [151, Anastas i Warner 1998], które zostały zinterpretowane przez USEPA w następujących dwunastu technikach.

1. **Zapobieganie powstawaniu odpadów;** projektowanie syntez chemicznych w sposób zapobiegający powstawaniu odpadów bez wytwarzania odpadów wymagających oczyszczenia lub usunięcia. Lepiej jest zapobiec tworzeniu odpadów niż oczyszczać lub usuwać odpady po ich wytworzeniu (pierwsza zasada Anastasa).
2. **Opracowywanie bezpieczniejszych substancji chemicznych i produktów;** opracowywanie w pełni skutecznych produktów chemicznych, nietoksycznych lub o niskiej toksyczności (czwarta zasada Anastasa).
3. **Opracowywanie mniej niebezpiecznych syntez chemicznych;** opracowywanie syntez, które wykorzystują lub wytwarzają substancje nietoksyczne lub o niskiej toksyczności dla ludzi i środowiska (trzecia zasada Anastasa).
4. **Stosowanie surowców odnawialnych;** preferencyjne stosowanie odnawialnych, a nie ulegających eksploatacji surowców i substratów (siódma zasada Anastasa). Surowce odnawialne są często wytwarzane z produktów rolnych lub są odpadami innych procesów; surowce nieodnawialne są wytwarzane z paliw kopalnych (ropa naftowa, gaz ziemny lub węgiel) lub są wydobywane.
5. **Stosowanie katalizatorów, a nie odczynników w stosunku stechiometrycznym;** minimalizacja ilości odpadów przez zastosowanie reakcji katalitycznych. Katalizatory stosuje się w niewielkich ilościach i można je stosować wielokrotnie do danej reakcji. Są one lepsze niż odczynniki w stosunku stechiometrycznym, które używa się w nadmiarze i działają one tylko raz (dziewiąta zasada Anastasa).
6. **Unikanie pochodnych chemicznych;** w miarę możliwości unikanie stosowania grup blokujących lub zabezpieczających lub jakichkolwiek tymczasowych modyfikacji. Pochodne powodują zużycie dodatkowych odczynników i generowanie odpadów (ósma zasada Anastasa).
7. **Maksymalizacja ekonomii atomowej;** projektowanie syntezy tak, aby produkt końcowy zawierał maksymalną ilość materiałów wyjściowych. Nie powinno być niewykorzystanych atomów lub ich liczba powinna być mała. Metody syntetyczne należy opracowywać tak, aby maksymalizować włączanie wszystkich materiałów użytych w procesie do produktu końcowego (druga zasada Anastasa).
8. **Stosowanie bezpieczniejszych rozpuszczalników i warunków reakcji;** unikanie stosowania rozpuszczalników, środków rozdzielających i innych pomocniczych produktów chemicznych. Jeśli te środki chemiczne są niezbędne, należy stosować nieszkodliwe produkty chemiczne (piąta zasada Anastasa).
9. **Zwiększenie efektywności energetycznej;** w miarę możliwości prowadzenie reakcji chemicznej w temperaturze i pod ciśnieniem otoczenia. Należy rozważyć wymagania energetyczne z punktu widzenia ochrony środowiska i oszczędności i należy je zminimalizować (szósta zasada Anastasa).
10. **Opracowywanie substancji chemicznych i produktów ulegających biodegradacji po użyciu;** opracowywanie produktów chemicznych tak, aby rozkładały się po użyciu do nieszkodliwych substancji, które nie będą kumulować się w środowisku (dziesiąta zasada Anastasa).
11. **Analiza w czasie rzeczywistym w celu zapobiegania zanieczyszczeniu;** stosowanie wewnątrzprocesowego monitorowania i kontroli w czasie rzeczywistym podczas syntez w celu minimalizacji lub eliminacji tworzenia produktów ubocznych (jedenasta zasada Anastasa).
12. **Minimalizacja możliwości wypadków;** takie opracowywanie produktów chemicznych i ich postaci (stałej, ciekłej lub gazowej), aby zminimalizować możliwość wypadków chemicznych, w tym wybuchów, pożarów i wycieków do środowiska (dwunasta zasada Anastasa).

1.4 Ścieki i gazy odlotowe w przemyśle chemicznym

1.4.1 Streszczenie

Ogólne prawa naukowe takie, jak prawo równowagi chemicznej i/lub fizycznej sprawiają, że powstawanie odpadów w procesach (syntezach) chemicznych jest nieuniknione, a zatem należy usuwać niepożądane produkty uboczne. Charakterystyka i skala tych emisji są bardzo zmienne i zależą od składu surowców, produktów, półproduktów, substancji pomocniczych, warunków procesu, wymiaru instalacji, sytuacji obciążenia, wieku katalizatora itp.

Niepożądane produkty wytwarzane podczas tych procesów można podzielić na trzy grupy:

- ścieki,
- gazy odlotowe,
- stałe lub ciekłe pozostałości.

1.4.2 Ścieki

Z jakościowego punktu widzenia większość ścieków w przemyśle chemicznym zwykle nie pochodzi bezpośrednio z reakcji chemicznych. Chociaż ścieki mogą powstawać bezpośrednio w reakcji, np. jako kondensat lub woda reakcyjna, wodne zrzuty z późniejszego fizykochemicznego przerobu mieszanin syntetycznych są na ogół większe. Produkty i/lub produkty pośrednie z każdego etapu syntezy lub syntezy izoluje się i oczyszcza za pomocą operacji, takich jak filtracja i wirowanie z wodnych roztworów reakcyjnych lub przez obróbkę mieszanin reakcyjnych, na przykład przez ekstrakcję lub destylację.

Takie strumienie ścieków powstające w bezpośrednim związku z syntezami chemicznymi (tj. woda produkcyjna) obejmują na przykład:

- roztwory macierzyste;
- wodę do mycia z oczyszczania produktów;
- skropliny pary wodnej;
- wodę gaszącą;
- ścieki z procesu oczyszczania powietrza wywiewanego/gazów spalinowych;
- ścieki z czyszczenia urządzeń;
- ścieki z generowania próżni.

Dopływowe strumienie ścieków mogą powstawać z innych źródeł na terenie zakładu, takich jak:

- oczyszczanie gazów spalinowych ze spopielenia i spalania;
- chłodzenie wody użytkowej;
- wpływ z systemów wody zasilającej kotły (prawdopodobnie zawierającej inhibitory korozji, biocydy i kamień);
- spust z cykli chłodzenia;
- płukanie zwrotne filtrów;
- instalacje laboratoryjne i pilotażowe;
- warsztaty;
- kanalizacja sanitarna;
- zbieranie wody deszczowej ze skażonych obszarów;
- mycie narzędzi produkcyjnych lub podłóg;
- przypadkowe wycieki produktu podczas przenoszenia lub przechowywania;
- odcieki ze składowisk.

Wymienione wyżej dopływowe strumienie ścieków również przyczyniają się do ogólnego zanieczyszczenia wody. Dlatego też ścieki zawierają zazwyczaj jako zanieczyszczenia prawie wszystkie związki obecne lub powstające w trakcie reakcji, takie jak:

- nieprzereagowany materiał wyjściowy;
- pozostałości po produkcji;
- substancje pomocnicze, w stopniu, w jakim nie są one odzyskiwane ze zrzutów wodnych;
- produkty pośrednie;
- niepożądane produkty uboczne.

Jeżeli syntezy przeprowadza się przy użyciu rozpuszczalników organicznych i innych substancji pomocniczych, stanowią one systematycznie większość zanieczyszczeń organicznych emitowanych do oczyszczalni ścieków. Z drugiej strony, produkty uboczne i związki wyjściowe często mogą być odpowiedzialne za słabo biodegradowalną część całkowitego ładunku ścieków.

Większość ścieków procesowych (70–90 %) składa się ze strumieni dopływowych o niskim poziomie zanieczyszczenia [22, BMU/LAWA 2000]. np.:

- wody myjącej;
- ścieków z generowania próżni;
- ścieków z procesu oczyszczania powietrza wywiewanego;
- ścieków pochodzących z urządzeń takich, jak pompy produktów.

Strumienie dopływowe takie, jak roztwory macierzyste, początkowe zrzuty wodne, spust z cykli mycia i skropliny pary wodnej stanowią pozostałe 10–30% [22, BMU/LAWA 2000].

Przy rozpatrywaniu ładunku zanieczyszczeń stosunek jest odwrotny. Dopływowe strumienie ścieków o wyższym stężeniu (10-30% całkowitej ilości ścieków) zazwyczaj zawierają do 90% odpowiednich zanieczyszczeń [22, BMU/LAWA 2000].

Obciążenia lub stężenia zanieczyszczeń nie wyrażają jednak wystarczająco konsekwencji złożonych strumieni ścieków. Wpływ niebezpiecznych i toksycznych zanieczyszczeń o stężeniach zbliżonych do granicy wykrywalności może być znaczący w przeciwieństwie do wysokich stężeń nietoksycznych substancji. W związku z tym ścieki z zakładów przemysłu chemicznego mogą wykazywać działanie toksyczne. Alternatywnie można zaobserwować efekty synergiczne różnych pojedynczych strumieni, nie mających pojedynczo skutków toksycznych, gdy mieszają się one w systemie kanalizacyjnym lub w odbiorniku ścieków.

Ścieki i ich wpływ na środowisko charakteryzują się zwykle:

- zawartością i emisją zanieczyszczeń, wyrażonymi przez ładunek i/lub stężenie pojedynczych substancji takich, jak jony NH_4^+ , jony NO_3^- , jony NO_2^- , jony PO_4^{3-} , wszystkie metale ciężkie, kwasy nieorganiczne i sole, związki organiczne (np. BTEX, związki fluorowcoorganiczne) i ropa naftowa;
- wpływem i/lub niebezpiecznym potencjałem dla odbiornika ścieków, wyrażonym za pomocą parametrów zastępczych lub sumarycznych takich, jak TSS, BZT, ChZT, AOX/EOX, VOX, pH, przewodność i temperatura;
- wpływem na organizmy w odbiorniku ścieków, wyrażonym za pomocą danych toksyczności takich, jak toksyczność ostra, toksyczność przewlekła lub mutagenność;
- właściwościami takimi, jak obciążenie hydrauliczne.

1.4.3 Gazy odlotowe

Gazy odlotowe można w przybliżeniu podzielić na emisje kanałowe i niekanałowe (rozproszone). Oczyszczać można tylko emisje kanałowe. Celem gospodarowania gazami odlotowymi w przypadku emisji rozproszonych jest zapobieganie im i/lub ich minimalizacja. W celu zminimalizowania zanieczyszczenia można często prowadzić wychwytywanie rozproszonych emisji, a następnie oczyszczanie.

Emisje do powietrza w przemyśle chemicznym obejmują:

- emisje kanałowe takie, jak:
 - emisje z procesów technologicznych uwalniane przez rurę odpowietrzającą przez sprzęt technologiczny i nieodłącznie związane z pracą instalacji;
 - gazy spalinowe z jednostek zapewniających energię, takich jak piece technologiczne, kotły parowe, układy do skojarzonego wytwarzania ciepła i energii elektrycznej, turbiny gazowe i silniki gazowe;
 - gazy odlotowe z urządzeń kontrolujących emisję, takich jak filtry, piece do spielania/utleniacze lub adsorbenty, które mogą zawierać niezredukowane zanieczyszczenia lub zanieczyszczenia wytworzone w systemie redukcji emisji;
 - gazy odlotowe ze zbiorników reakcyjnych i skraplaczy;
 - gazy odlotowe z regeneracji katalizatora;
 - gazy odlotowe z regeneracji rozpuszczalników;
 - gazy odlotowe z otworów wentylacyjnych w magazynowaniu i przeładunku (transfery, załadunek i rozładunek) produktów, surowców i półproduktów;
 - gazy odlotowe z otworów wentylacyjnych lub urządzeń do wstępnego podgrzewania, które są wykorzystywane tylko podczas operacji rozruchu lub wyłączenia;
 - zrzuty nadciśnieniowego urządzenia bezpieczeństwa (np. z otworów wentylacyjnych, zaworów bezpieczeństwa);
 - powietrze wywiewane z systemów wentylacji ogólnej;
 - powietrze wywiewane z wychwyconych źródeł rozproszonych, np. źródeł rozproszonych zainstalowanych w obudowie lub budynku;
- emisje rozproszone (patrz Glosariusz) pochodzące ze źródeł punktowych, liniowych, powierzchniowych lub objętościowych
 - f 85, CEFIC 2000 1, takich jak:
 - emisje z procesów technologicznych ze sprzętu technologicznego związanego z eksploatacją instalacji, uwalniane z dużej powierzchni lub przez otwory;
 - emisje rozproszone (np. „straty robocze” i „straty w wyniku odpowietrzania”, gdy nie są wychwytywane i odprowadzane) z urządzeń do składowania i podczas operacji związanych z przeładunkiem (np. napełnianie beczek, ciężarówek lub kontenerów);
 - emisje nierutynowe, wynikające z działań innych niż rutynowe działania technologiczne obiektu, w tym emisje podczas rozruchu lub wyłączenia oraz podczas konserwacji;
 - emisje wtórne wynikające z obróbki lub usuwania odpadów (np. lotne materiały z kanalizacji, urządzeń do odprowadzania ścieków lub wody chłodzącej);
 - emisje nieorganizowane (patrz Glosariusz), takie jak wycieki z urządzeń przez uszczelki, zawory, kołnierze, złącza pomp i sprzężarek i inne elementy rurociągów lub inne elementy wyposażenia takie, jak korki spustowe lub wpustowe lub uszczelki.

Głównymi zanieczyszczeniami powietrza pochodzącymi z procesów chemicznych i dostaw energii są:

- dwutlenek węgla (CO_2);
- tlenki siarki (SO_2 , SO_3) i inne związki siarki (H_2S , CS_2 , COS);
- tlenki azotu (NO_x , N_2O) i inne związki azotu (NH_3 , HCN);
- fluorowce i ich związki (Cl_2 , Br_2 , HF , HCl , HBr);
- produkty niepełnego spalania CO i C_xH_y ;
- lotne związki organiczne (LZO) i związki krzemoorganiczne;
- cząstki stałe (takie jak kurz, sadza, zasady i metale ciężkie).

1.5 Zarządzanie środowiskiem w odniesieniu do ścieków i gazów odlotowych

Zarządzanie środowiskiem jako część ogólnego systemu zarządzania staje się coraz ważniejsze. Obejmuje ono strukturę organizacyjną, obowiązki, praktyki, procedury, procesy i zasoby w celu opracowania, wdrożenia, osiągnięcia, kontroli i monitorowania polityki środowiskowej przedsiębiorstwa przemysłowego. W odniesieniu do ścieków i gazów odlotowych ustala zasady udziału w poszukiwaniu pomysłów, planowaniu, ocenie, projektowaniu, budowie, eksploatacji i utrzymaniu obiektu chemicznego, tj. strategii mającej na celu spełnienie wszystkich celów związanych ze ściekami i/lub gazami odlotowymi. Zapewnia ono wsparcie na przykład w:

- analizie możliwego wpływu na środowisko przy planowaniu nowych linii produkcyjnych lub produktowych lub planowaniu rozszerzenia istniejących linii (patrz w szczególności Sekcja 3.1.5.3.2);
- decyzjach dotyczących (zmiany) surowców;
- decyzjach dotyczących planowanego procesu produkcyjnego;
- decyzjach dotyczących wdrażania technik zintegrowanych z procesem;
- decyzjach dotyczących ścieżki produkcji;
- decyzjach dotyczących wyboru ścieżki odprowadzania;
- decyzjach dotyczących wdrożenia centralnego lub zdecentralizowanego oczyszczania lub kontroli ścieków/gazów odlotowych;
- decyzjach dotyczących metod minimalizacji zanieczyszczeń;
- decyzjach dotyczących stworzenia odpowiedniej infrastruktury lub zmiany istniejącej infrastruktury w celu poprawy jakości ścieków i/lub gazów odlotowych;
- ocenie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska w różnych strategiach oczyszczania;
- decyzjach dotyczących zapobiegania/redukcji emisji niezorganizowanych poprzez wdrożenie programu wykrywania nieszczelności i napraw (LDAR) (patrz Sekcja 3.5.4.4).

Jak można zauważyć na podstawie kilku powyższych przykładów, uzasadnienie zarządzania środowiskiem ma wiele wspólnego z podejmowaniem decyzji między kilkoma opcjami w świetle konkretnej sytuacji. Ma to oczywiście również związek z ekonomią i konkurencyjnością. Głównym pytaniem, na które pomaga odpowiedzieć zarządzanie środowiskiem jest sposób, w jaki można eksploatować złożony obiekt chemiczny i zarządzać jego zapotrzebowaniem na zasoby i usuwanie odpadów przy jak najmniejszym wpływie na środowisko, jako całość, przy jak najwyższej efektywności ekonomicznej i bez utraty jakości produktu.

Szczegółowy opis systemów gospodarowania ściekami/gazami odlotowymi oraz narzędzia do ich wdrożenia podano w punkcie 3.1.

1.6 Technologie oczyszczania

1.6.1 Streszczenie

Różne źródła emisji (ciekłych lub gazowych) oraz różnorodność zanieczyszczeń i ich ładunek składają się na wdrożenie bardziej lub mniej – w zależności od złożoności produkcji – złożonego systemu technik postępowania (zapobiegania i/lub kontroli), w oparciu o decyzje dotyczące zarządzania, nieuniknione dla działania zakładów przemysłu chemicznego. Taki system postępowania składa się z:

- technik zintegrowanych z procesem takich jak ponowne wykorzystanie wody, oszczędność wody i zapobieganie zanieczyszczeniom (patrz Sekcja 1.6.2);
- oczyszczania technikami typu „końca rury” (w instalacjach pojedynczych i/lub centralnych, patrz Sekcja 1.6.3).

1.6.2 Techniki zintegrowane z procesem

Zaawansowana ochrona środowiska w coraz większym stopniu przechodzi od technik typu „końca rury” (patrz Sekcja 1.6.3) do technik zintegrowanych z procesem lub zintegrowanych z produkcją. Techniki zintegrowane z procesem są źródłem znaczącej poprawy stanu środowiska zarówno w nowych, jak i istniejących zakładach. Mają one na celu zmniejszenie, a nawet zapobieganie wytwarzaniu pozostałości bezpośrednio u źródła zanim staną się emisją. Często te „usprawnienia procesów” pomagają obniżyć koszty dodatkowych środków oczyszczania, a także zwiększyć efektywność ekonomiczną poprzez zwiększenie wydajności produkcji i/lub zmniejszenie ilości surowca, w tym wody. Koszty utylizacji i ograniczenia oczyszczania typu „końca rury” mogą wpłynąć na przejście w kierunku technik zintegrowanych z procesem. Chociaż zapobieganie powstawaniu odpadów, a tym samym wdrażanie technik zintegrowanych z procesem, staje się coraz ważniejsze, techniki oczyszczania ścieków pozostaną podstawowymi czynnikami przyczyniającymi się do kontroli emisji do środowiska, głównie wtedy, gdy techniki zintegrowane z procesem nie są możliwe do przeprowadzania w przypadku istniejącej produkcji.

Właściwa ochrona środowiska zintegrowana z procesem wykorzystuje wszystkie możliwe techniki fizyczne, chemiczne, biologiczne i inżynierskie do zapobiegania powstawaniu pozostałości oraz zmniejszania ich ilości i ponownego wykorzystania. Przykłady obejmują:

- tworzenie nowych szlaków syntezy;
- stosowanie czystszych lub nawet różnych surowców i czynników ułatwiających procesy (patrz na przykład Sekcja 3.3.1.11);
- stosowanie czystszych lub różnych paliw;
- optymalizację etapów procesu;
- doskonalenie technologii zakładu, kontroli procesu i sekwencji reakcji;
- techniczne dostosowania do procesu;
- udoskonalenie stosowania katalizatorów i/lub rozpuszczalników;
- ponowne wykorzystanie substancji pomocniczych (na przykład wody myjącej, gazów obojętnych, rozpuszczalników i katalizatorów);
- natychmiastowe ponowne wykorzystanie pozostałości podczas procesu;
- użycie pozostałości jako surowca do innych procesów produkcyjnych (integracja produktu na terenie zakładu i/lub poza nim);
- wykorzystanie pozostałości do wytwarzania energii.

Oczywiście opracowywanie i wdrażanie całkowicie nowych szlaków syntezy w istniejących instalacjach będzie sytuacją wyjątkową, głównie ze względów ekonomicznych, a zatem będzie w większości prowadzone w procesach stosowanych do wytwarzania produktów masowych lub produktów o wysokiej wartości ekonomicznej. W praktyce zintegrowana z produkcją ochrona środowiska będzie postępować w miarę upływu czasu w sposób ciągły jako suma wielu indywidualnych, być może niewielkich, ulepszeń.

Chociaż ściśle rzecz biorąc techniki zintegrowane z procesem służące ograniczeniu emisji zanieczyszczeń w postaci ścieków i gazów odlotowych, są częścią innych chemicznych BREF,

są one jednak wymienione w niniejszym dokumencie, o ile mają ogólne zastosowanie w procesach produkcji chemicznej. W każdym wypadku są to elementy dobrej praktyki zarządzania i są warte rozważenia przy wdrażaniu systemu gospodarowania ściekami i gazami odlotowymi na terenie zakładu.

1.6.3 Techniki typu „końca rury”

1.6.3.1 Streszczenie

Ponieważ nie zawsze możliwe jest zapobieganie zanieczyszczeniom u źródła, techniki typu „końca rury” to techniki, które oczyszczają strumień odpadów powstały w procesie lub w jednostce magazynowej lub obszar lub jego część w celu zmniejszenia zawartości zanieczyszczeń.

1.6.3.2 Oczyszczanie ścieków

Przemysł chemiczny i większość innych sektorów przemysłowych stosuje techniki typu „końca rury” w celu zmniejszenia wytworzonej przez siebie ilości ścieków i zanieczyszczeń. Obejmują one oczyszczanie wstępne u źródła lub w połączonych strumieniach, a także końcowe oczyszczanie zebranych ścieków przed odprowadzeniem do odbiornika ścieków. Główne techniki typu „końca rury” w oczyszczaniu ścieków oraz ich przydatność do kontroli głównych zanieczyszczeń w przemyśle chemicznym przedstawiono w Tabeli 1.1 Jednak jest to tylko wskazówka i zachęca się czytelnika do zapoznania się ze szczegółami podanymi w poszczególnych sekcjach niniejszego dokumentu zaznaczonymi w tabeli.

Tabela 1.1: Główne zanieczyszczenia ścieków i odpowiednie techniki oczyszczania

Technika	TSS	BZT ChZT OWO	Ogniotrwal e ChZT/OW O	AOX EOX	N ogólny	NH ₄ -N (NH ₃)	PO ₄ -P	Metale ciężkie	Siarczki	Siarczany	Fenole	Olej	Kwasy, zasady	Sekcja w niniejszym dokumencie
Zobojętnianie	(X)							(X)					X	3.3.2.3.2
Separacja piaskowa	X													3.3.2.3.3.2
Koagulacja/flokulacja	X	X ^(b, q)						X	X			X ^(b)		3.3.2.3.3.3
Sedymentacja	X	(X) ^(a)						(X) ^(l)	X ⁽ⁿ⁾					3.3.2.3.3.4
Flotacja	X	X ^(b)						(X) ^(l)				X		3.3.2.3.3.5
Filtracja	X	(X) ^(a)						(X) ^(l)						3.3.2.3.3.6
Mikrofiltracja (MF)/ Ultrafiltracja (UF)	(X) ^(c)	(X) ^(a, q)						X				X		3.3.2.3.3.7
Separacja oleju i wody	X	X										X		3.3.2.3.3.8
Hydrocyklon	X													3.3.2.3.3.9
Elektrokoagulacja	X	X						X						3.3.2.3.3.10
Strącanie chemiczne			X				X	X		X				3.3.2.3.4.2
Krystalizacja							X	X						3.3.2.3.4.3
Utlenianie chemiczne		X	X	X					X		X			3.3.2.3.4.4
Mokre utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru (przed) ^(w)		X	X	X	X						X			3.3.2.3.4.4.2
Mokre utlenianie powietrzem		X	X	X							X			3.3.2.3.4.4.3
Redukcja chemiczna								X ^(l)						3.3.2.3.4.5
Hydroлиза chemiczna		X		X										3.3.2.3.4.6
Nanofiltracja (NF)/odwrócona osmoza (RO)		X	X	X	X	X	X	X			X			3.3.2.3.4.7
Elektrodializa			X											3.3.2.3.4.8
Elektroliza														3.3.2.3.4.9
Adsorpcja		X ^(v)	X	X	X	X		X			X	X		3.3.2.3.4.10
Wymiana jonowa		(X) ^(d)						X		X				3.3.2.3.4.11
Ekstrakcja		X	X	X							X			3.3.2.3.4.12
Pertrakcja		X	X	X							X			3.3.2.3.4.13
Destylacja/rektyfikacja		X	X	X										3.3.2.3.4.14
Odprowadzenie ^(w)		(X) ^(e)		X	X	X	X	X						3.3.2.3.4.15
Perwaporacja		X ^(f)	X ^(f)	X ^(f)										3.3.2.3.4.16
Odpędzanie		(X) ^(f)		X	X	X		X	X ^(p)		X			3.3.2.3.4.17
Spalanie ścieków (FT) ^(w)		X	X	(X) ^(g)	X	X		(X) ^(h)			X	X		3.3.2.3.4.18
Oczyszczanie beztlenowe		X		(X) ^(h)	(X) ^(h)			X ^(l, m)		X				3.3.2.3.5.2

Technika	TSS	BZT ChZT OWO	Ogniotrwal e ChZT/OW O	AOX EOX	N ogólny	NH ₄ -N (NH)	PO ₄ -P	Metale ciężkie	Siarczki	Siarczany	Fenole	Olej	Kwasy, zasady	Sekcja w niniejszym dokumencie
Biologiczne usuwanie związków siarki/metali ciężkich								X	X	X				3.3.2.3.5.3
Oczyszczanie tlenowe		X		(X) ^(h)	X	X	X	(X)	X		X			3.3.2.3.5.4
Nitryfikacja/denitryfikacja					X	X								3.3.2.3.5.5
Zwiększone biologiczne usuwanie fosforu							X							3.3.2.3.5.6
Usuwanie fosforu przez strącanie chemiczne							X							3.3.2.3.5.7
Stawy retencyjne	X	X												3.3.2.3.6.2
Filtry piaskowe	X													3.3.2.3.6.3

^(a) Tylko w stanie stałym. ^(b) Nierozpuszczalne substancje organiczne.

^(c) Drobnie rozproszone i niskie stężenie. ^(d) Jonowe cząsteczki organiczne.

^(e) Nielotne substancje organiczne. ^(f) Lotne substancje organiczne.

^(g) Wymagany specjalny sprzęt do spopielenia. ^(h) Tylko część ulegająca biodegradacji.

⁽ⁱ⁾ Nierozpuszczone związki metali ciężkich. ^(k) Przeniesione do popiołu lub ścieków pochodzących z pieca do spopielenia.

^(l) Razem z siarczanami wytrąconymi w postaci siarczków. ^(m) Przeniesione do osadu.

⁽ⁿ⁾ Koloidy. ^(o) Amoniak.

^(p) Siarkowodór. ^(q) Niektóre makrocząsteczki.

^(r) Efekt uboczny usuwania amoniaku lub azotanów. ^(s) Solubilizacja uboczna.

^(t) Cr(VI). ^(u) Obejmuje nitryfikację/denitryfikację i jednoetapowy proces usuwania azotu typu Annamox.

^(v) W tym środki barwiące, środki powierzchniowo czynne, związki nitrowe, związki chloru, fenole. ^(w) Techniki stosowane w przypadku stężonych ścieków wpływających [148, Degremont SUEZ 2007].

Uwaga: (FT) = technika stosowana do końcowego oczyszczenia; (przed) = technika stosowana w szczególności do wstępnego oczyszczania, na przykład przed końcowym oczyszczeniem biologicznym; X = podstawowe

Źródło: [227, CWW TWG 2009]

Złożone zakłady produkcji chemicznej zwykle mają rozbudowany system do zbierania i oczyszczania wody produkcyjnej. Istnieje kilka metod oczyszczania ścieków, z których każda ma swoje zalety i wady, w zależności od sytuacji, w tym:

- zdecentralizowane oczyszczalnie ścieków, oczyszczające wodne ścieki wypływające u źródła i odprowadzające je do odbiornika ścieków (tj. na terenie zakładu nie ma centralnej oczyszczalni ścieków);
- scentralizowane oczyszczanie ścieków, zwykle korzystające z centralnej oczyszczalni ścieków (OŚ);
- centralne OŚ, z wcześniejszym oczyszczaniem wstępnym strumieni dopływowych u źródła lub w łączonych strumieniach;
- odprowadzanie ścieków do komunalnej OŚ;
- odprowadzanie ścieków do komunalnej OŚ przy wstępnej obróbce na terenie zakładu u źródła.

Dwa ostatnie podpunkty są specjalnymi przypadkami dwóch poprzednich podpunktów.

Zalety zdecentralizowanego oczyszczania ścieków lub oczyszczania u źródła (lub wady scentralizowanego oczyszczania ścieków) obejmują:

- operatorzy instalacji produkcyjnych wykazują bardziej odpowiedzialne podejście do ścieków wypływających, gdy są bezpośrednio odpowiedzialni za jakość własnego zrzutu ścieków;
- istnieje większa elastyczność w przypadku rozszerzenia prac lub reakcji na zmieniające się warunki;
- urządzenia do oczyszczania u źródła są wykonane na indywidualne zamówienie, a zatem zwykle wykazują lepsze poziomy wydajności (jednak początkowe działanie może ulec pogorszeniu, np. po wprowadzeniu nowych instalacji/urządzeń lub przeprowadzeniu modyfikacji);
- w przeciwieństwie do scentralizowanego oczyszczania biologicznego, nie występuje nadmiar osadu czynnego do usunięcia (lub jest go mniej);
- wydajność oczyszczania technikami niebiologicznymi jest niezależna od zdolności do biodegradacji strumieni ścieków;
- można uniknąć mieszania różnych strumieni ścieków, co zwykle skutkuje wyższą wydajnością oczyszczenia;
- Stosunek kosztów do korzyści może być znacznie lepszy w przypadku oczyszczania strumieni dopływowych niż w oczyszczaniu scentralizowanym.

Zdecentralizowane oczyszczanie ścieków jest ogólnie preferowaną opcją, gdy oczekuje się dopływowych strumieni ścieków o zupełnie innych właściwościach.

Główne zalety stosowania scentralizowanych OŚ (lub wady zdecentralizowanych oczyszczalni ścieków) obejmują:

- wykorzystanie efektów synergicznych mieszanych ścieków ulegających biodegradacji, tj. efektów, które umożliwiają mikrobiologiczną degradację specjalnych zanieczyszczeń w mieszaninie z innymi (lub nawet w rozcieńczeniu z innymi strumieniami ścieków), podczas gdy sam strumień dopływowy ma niską zdolność do biodegradacji;
- wykorzystanie efektów mieszania, takich jak regulacja temperatury lub pH;
- bardziej efektywne wykorzystanie substancji chemicznych (np. składników odżywczych) i sprzętu, co zmniejsza względne koszty eksploatacji.

Zdarzają się przypadki, w których ścieki z zakładów przemysłu chemicznego są również oczyszczane razem ze ściekami komunalnymi, albo w oczyszczalniach ścieków komunalnych, albo w specjalnie wybudowanych zakładach do mieszanego oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych. Łączone oczyszczanie często organizuje się w taki sposób, że ze względu na duży początkowy ładunek organiczny i tendencję do zmniejszania szybkości degradacji w oczyszczonych ściekach, ścieki przemysłowe początkowo poddaje się etapowi wysokowydajnemu (wysokiego obciążenia), a następnie łączy ze ściekami komunalnymi w drugim etapie biologicznym (niskiego obciążenia).

Doświadczenie wskazuje, że wspólne oczyszczanie ścieków komunalnych i z przemysłu chemicznego nie ma zazwyczaj ani efektu synergicznego ani antagonistycznego na odbiornik ścieków [22, BMU/LAWA 2000] (odwrotny przykład skoordynowanego działania chemicznej i komunalnej OŚ opisano w Sekcji 7.1, Załącznik I). Zrzucające ładunki zanieczyszczeń są na ogół addytywne.

Zalety wspólnego oczyszczania ścieków mogą obejmować [22, BMU/LAWA 2000]:

- stabilność operacyjną wspólnego oczyszczania biologicznego, na którą pozytywny wpływ mogą mieć:
 - poprawa warunków biogennych;
 - optymalizacja temperatury ścieków, a tym samym kinetyki degradacji;
 - wyrównanie objętości i ładunku materiału wyjściowego (patrz Sekcja 3.3.2.1), o ile dzieńne linie postępu dwóch strumieni ścieków mają podobną strukturę lub można je do siebie dopasować;
 - osłabienie toksycznego i hamującego działania składników ścieków przez obniżenie stężeń poniżej progów krytycznych;
- wspólne oczyszczanie ścieków i nadmiaru osadu czynnego, co może w poszczególnych przypadkach przynieść oszczędności w zakresie inwestycji i kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych.

Wady wspólnego oczyszczania ścieków mogą obejmować elementy wymienione poniżej.

- Zmniejszona wydajność oczyszczania z powodu zaburzeń działania związanych z produkcją, co prowadzi do zwiększonego zanieczyszczenia wody ze względu na niewystarczające oczyszczenie zarówno strumieni ścieków komunalnych i przemysłowych [22, BMU/LAWA 2000].
- Dość dużo substancji chemicznych może nawet w niższych stężeniach utrudniać nityfikację. Jeśli etap nityfikacji zakończy się niepowodzeniem, regeneracja i ponowne zapewnienie wystarczającego usuwania azotu może zająć kilka tygodni. Zatem, aby zminimalizować ryzyko związane ze wspólnym oczyszczaniem ścieków, kluczowe jest dokładne zbadanie i monitorowanie strumieni ścieków pochodzących z części przemysłowej pod kątem czynników hamujących lub zakłócających [22, BMU/LAWA 2000].
- Łączone oczyszczanie strumieni ścieków z różnych źródeł niesie ryzyko, że trwałe zanieczyszczenia, takie jak metale ciężkie i związki nieulegające biodegradacji, mogą uniknąć kontroli, a czasem nawet wykrycia, z powodu rozcieńczenia. Te zanieczyszczenia są odprowadzane bez degradacji do odbiornika ścieków, adsorbowane na osadzie czynnym i/lub usuwane do atmosfery podczas napowietrzania. Przeciwdziałałoby to obowiązkowi usuwania lub kontrolowania tych substancji u źródła. Ta wada wpływa na wszystkie działania związane z oczyszczaniem połączonych strumieni ścieków.
- Łączone oczyszczanie może prowadzić do sytuacji, w której osad jest zbyt zanieczyszczony do dalszego wykorzystania lub oczyszczania, np. przez rozkład w wyniku działania bakterii beztlenowych.

Wspólne oczyszczanie ścieków komunalnych i z przemysłu chemicznego wymaga odpowiednich zbiorników buforowych do radzenia sobie z nadmiarem deszczu w przypadku intensywnych opadów w celu uniknięcia przeciążenia hydraulicznego, co może prowadzić do zwiększonego uwalniania zanieczyszczeń, któremu towarzyszy utrata bakterii z komory osadu czynnego OŚ [22, BMU/LAWA 2000].

Innym ważnym aspektem systemu oczyszczalni ścieków jest postępowanie z nieskażoną wodą deszczową i wodą chłodzącą. W wielu starszych zakładach chemicznych w Europie występuje tylko jeden system kanalizacyjny, a wodę deszczową, wodę popłuczną, wodę chłodzącą i wodę produkcyjną gromadzi się w tym systemie i kieruje do oczyszczalni ścieków. Szczególnie w okresach intensywnych opadów deszczu może to prowadzić do zakłóceń w OŚ i do zwiększonych zrzutów. Nowoczesne zakłady chemiczne mają oddzielny system kanalizacyjny do zbierania nieskażonej wody deszczowej i wody chłodzącej. Szczegóły podano w Sekcji 3.3.2.3.6.

1.6.3.3 Oczyszczanie gazów odlotowych

Techniki oczyszczania gazów odlotowych ogólnie dotyczą redukcji:

- cząstek stałych;
- par lotnych substancji ciekłych;
- zanieczyszczeń gazowych powietrza;
- odorów.

Oczyszczanie gazów odlotowych odbywa się zwykle bezpośrednio u źródła. Bardzo rzadko strumienie gazów odlotowych o różnych właściwościach można oczyszczać jednocześnie w jednej centralnej jednostce oczyszczania. Jednym z głównych powodów jest to, że jednostki oczyszczania są zwykle zaprojektowane specjalnie dla określonego składu gazów odlotowych. Innym ważnym powodem jest to, że należy zwrócić szczególną uwagę na uwalnianie toksycznych i niebezpiecznych związków oraz ich wpływ na otoczenie, jak również na bezpieczeństwo zakładu. W przemyśle chemicznym, ze względu na toksyczność i/lub niebezpieczne właściwości wielu związków oraz ogólnie duże objętości, które eksploatuje się i przetwarza, bezpieczeństwo jest kwestią kluczową. Ponadto urządzenia potrzebne do transportu gazów odlotowych przez cały teren zakładu wymagają znacznych inwestycji i mogą stanowić wyzwanie techniczne.

Dobór technik w zależności od zanieczyszczenia podano w, Tabela 1.2, a w zależności od natężenia przepływu gazów odlotowych w Tabela 1,3.

Tabela 1.2: Dobór technik redukcji emisji gazów odlotowych w zależności od usuwanych zanieczyszczeń

Technika	Substancja sucha	Substancja mokra	Nieorganiczne cząstki stałe	Organiczne cząstki stałe	Związki nieorganiczne w postaci gazu lub par	Związki organiczne w postaci gazu lub par	Odory	Sekcja w niniejszym dokumencie
Techniki odzysku i ograniczenia emisji LZO i związków nieorganicznych								
Separacja membranowa (przed)						X		3.5.1.2.1
Kondensacja (przed)					(X)	X		3.5.1.2.2
Kriokondensacja (przed, FT)					(X)	X	(X)	3.5.1.2.2
Adsorpcja (FT, pol)					X	X	X	3.5.1.2.3
Mokra płuczka gazowa (z wodą) (FT)	(X)	(X)	(X)	(X)	X	X	X	3.5.1.2.4
Mokra płuczka gazowa (z zasadą) (FT)	(X)	(X)	(X)	(X)	X	X	X	3.5.1.2.4
Mokra płuczka gazowa (utleniająca z zasadą) (FT)	(X)	(X)	(X)	(X)			X	3.5.1.2.4
Mokra płuczka gazowa (z kwasem)	(X)	(X)	(X)	(X)	X	X	X	3.5.1.2.4
Ograniczenie emisji LZO i związków nieorganicznych								
Biofiltracja (FT)					X	X	X	3.5.1.3.1
Przemywanie biologiczne (FT)					X	X	X	3.5.1.3.2
Złoże biologiczne zraszane (FT)					X	X	X	3.5.1.3.3
Ruchome złoże biologiczne zraszane					X	X	X	3.5.1.3.4
Dopalenie termiczne (FT)				X		X	X	3.5.1.3.5
Dopalenie katalityczne (FT)						X	X	3.5.1.3.6
Jonizacja (FT)						X	X	3.5.1.3.7
Utlenianie światłem widzialnym/UV						X	X	3.5.1.3.8
Odzyskiwanie i usuwanie cząstek stałych								
Komora osadcza/separator grawitacyjny (przed)	X	X	X	X				3.5.1.4.2
Cyklon (przed)	X	X	X	X				3.5.1.4.3
Filtr elektrostatyczny	X	X	X	X	(X)	(X)		3.5.1.4.4
Mokra płuczka pyłowa (FT)	X	X	X	X				3.5.1.4.5
Filtr tkaninowy (FT)	X		X	X				3.5.1.4.6
Filtr ceramiczny i metalowy (FT)	X		X	X				3.5.1.4.7
Filtracja katalityczna (FT)	X	X	X	X		X		3.5.1.4.8
Dwustopniowy filtr pyłowy	X		X	X				3.5.1.4.9
Filtr absolutny (HEPA) (pol)	X		X	X				3.5.1.4.10
Wysokowydajny filtr powietrza (pol)		X						3.5.1.4.11
Filtr mgły (przed, pol)		X			(X)			3.5.1.4.12
Odzyskiwanie i usuwanie związków nieorganicznych								
Suchy wtrysk zasady (FT)					X			3.5.1.5.2
Półsuchy wtrysk zasady (FT)					X			3.5.1.5.2
Mokry wtrysk wapna (FT)					X			3.5.1.5.2
SNCR (FT)					X			3.5.1.5.3
SCR (FT)					X	(X)		3.5.1.5.3
NSCR (FT)					X			3.5.1.5.4
Mokra płuczka gazowa do NO _x (FT)					X			3.5.1.5.5
Spalanie w pochodni								
Spalanie w pochodni (FT)						X	X	3.5.1.6
Uwaga: (FT) = technika oczyszczania stosowana do końcowego oczyszczenia; (pol) = technika stosowana głównie do ulepszenia po zastosowaniu standardowej techniki; (pre) = technika stosowana głównie do wstępnego oczyszczenia; X = podstawowe zastosowanie; (X) = wtórne zastosowanie								
Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009]								

Tabela 1.3: Dobór technik redukcji emisji gazów odlotowych w zależności od natężenia przepływu gazów odlotowych

Technika	100 (Nm ³ /h)	1000 (Nm ³ /h)	10000 (Nm ³ /h)	100000 (Nm ³ /h)	Sekcja w niniejszym dokumencie
Techniki odzysku i ograniczenia emisji LZO i związków nieorganicznych					
Separacja membranowa					3.5.1.2.1
Kondensacja	X	X	XX	X	3.5.1.2.2
Kriokondensacja	X	X			3.5.1.2.2
Adsorpcja	X	XX	XX	X	3.5.1.2.3
Mokra płuczka gazowa (z wodą)	X	X	XX	XX	3.5.1.2.4
Mokra płuczka gazowa (z zasadą)	X	X	XX	XX	3.5.1.2.4
Mokra płuczka gazowa (utleniająca z zasadą)	X	X	XX	X	3.5.1.2.4
Mokra płuczka gazowa (z kwasem)	X	X	XX	XX	3.5.1.2.4
Ograniczenie emisji LZO i związków nieorganicznych					
Biofiltracja	X	XX	XX	XX	3.5.1.3.1
Przemywanie biologiczne	X	X	X	X	3.5.1.3.2
Złoże biologiczne zraszane	X	X	X	X	3.5.1.3.3
Ruchome złożo biologiczne zraszane		X	X		3.5.1.3.4
Dopalenie termiczne		X	XX		3.5.1.3.5
Dopalenie katalityczne		X	XX		3.5.1.3.6
Jonizacja	X	X	X	X	3.5.1.3.7
Utlenianie światłem widzialnym/UV		X	X		3.5.1.3.8
Odzyskiwanie i usuwanie cząstek stałych					
Komora osadczą/separatory grawitacyjny	X	X	XX	XX	3.5.1.4.2
Cyklon	X	XX	XX	X	3.5.1.4.3
Filtr elektrostatyczny (jednostopniowy)			X	X	3.5.1.4.4
Mokra płuczka pyłowa		X	XX	XX	3.5.1.4.5
Filtr tkaninowy	X	X	XX	XX	3.5.1.4.6
Filtr ceramiczny		XX	X	X	3.5.1.4.7
Filtr metalowy	NI				3.5.1.4.7
Filtracja katalityczna	X	X	X		3.5.1.4.8
Dwustopniowy filtr pyłowy		X	X		3.5.1.4.9
Filtr absolutny (HEPA)	X	X			3.5.1.4.10
Wysokowydajny filtr powietrza (HEAF)	XX	XX	X		3.5.1.4.11
Filtr mgły		X	XX	XX	3.5.1.4.12
Odzyskiwanie i usuwanie związków nieorganicznych					
Suchy wtrysk zasady			XX	X	3.5.1.5.2
Półsuchy wtrysk zasady			X	XX	3.5.1.5.2
Mokry wtrysk wapna		X	X	X	3.5.1.5.2
SNCR	X	X	X	X	3.5.1.5.3
SCR		X	XX	XX	3.5.1.5.3
NSCR			X		3.5.1.5.4
Mokra płuczka gazowa do NO _x			X		3.5.1.5.5
Spalanie w pochodni					
Spalanie w pochodni	X	X	X	X	3.5.1.6

Uwaga: NI = Brak informacji; X = zastosowanie; XX = najczęstsze zastosowania.

Źródło: [176. Schenk i wsp. 2009]

1.7 Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska w oczyszczaniu ścieków i gazów odlotowych i ich wzajemne zależności

Chociaż systemy oczyszczania ścieków ogólnie zmniejszają emisje do wody, działanie tych systemów ma swój własny wpływ na środowisko. Szczególnie istotne w odniesieniu do emisji do powietrza z oczyszczania ścieków są strumienie wody zanieczyszczone lotnymi związkami organicznymi (LZO) i lotnymi związkami nieorganicznymi (np. amoniak, siarkowodór). Wszędzie tam, gdzie te przepływy wody są otwarte do atmosfery, mogą pojawić się (zapachowe) emisje tych związków. Szczególną uwagę zwraca się zwykle na napowietrzanie zbiorników do biologicznego oczyszczania ścieków, operacje mieszania, otwarte zbiorniki buforowe, zbiorniki osadowe i urządzenia do odpędzania zanieczyszczeń ze ścieków. We wszystkich tych przypadkach emisja zanieczyszczeń może zostać przeniesiona z przedziału wody do powietrza. W związku z tym konieczne może być dodatkowe oczyszczanie gazu odlotowego. Emisje do powietrza mogą również powstać w wyniku mieszania się strumieni wody o różnych temperaturach lub dodawania kwasów lub zasad w celu regulacji pH.

Potencjalny wpływ oczyszczalni ścieków na środowisko omówiono krótko w Tabeli 1.4

Tabela 1.4: Potencjalny wpływ oczyszczalni ścieków na środowisko

Element środowiska	Potencjalny wpływ/emisja
Powietrze	<ul style="list-style-type: none"> • Odparowanie/tworzenie odorów (np. H₂S, NH₃, tiole) • Tworzenie aerozoli • Przenoszenie potencjalnie niebezpiecznych drobnoustrojów z oczyszczalni • Emisje LZO (odparowywanie lub odpędzanie z wody) • Jeśli tworzy się biogaz i nie wykorzystuje się go jako paliwa do zaopatrzenia w energię, zwykle jest on spalany w pochodni, co powoduje emisje do powietrza
Woda	<ul style="list-style-type: none"> • Zasadniczo, znaczna redukcja emisji do wody • Gdy wodę deszczową oczyszcza się razem z wodą produkcyjną, system oczyszczania może ulec przeciążeniu w przypadku intensywnych opadów, co może spowodować dodatkowe emisje zanieczyszczeń, ponieważ system może nie działać prawidłowo
Odpady	<ul style="list-style-type: none"> • Osad i roztwory płuczące w oczyszczalni ścieków
Inne	<ul style="list-style-type: none"> • OŚ zużywa energię. W niektórych przypadkach wytwarzany jest biogaz, który można stosować, jako źródło energii. • Zużycie pomocniczych produktów chemicznych (np. substancji odżywczych takich, jak fosfor, flokulantów takich, jak sole żelaza)
Źródło: [24. InfoMil 2000]	

Innymi istotnymi punktami zainteresowania są zużycie energii i wytwarzanie osadu w technikach oczyszczania ścieków. Wytwarzanie i przetwarzanie osadu (np. odwadnianie, spalanie, patrz Sekcja 3.4.2) stanowi znaczącą część wymagań energetycznych i wpływu na środowisko OŚ. Z drugiej strony istnieją systemy oczyszczania o korzystnym bilansie energetycznym. Na przykład w przypadku beztlenowych biologicznych oczyszczalni ścieków (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.2) gaz wytwarzany w wyniku oczyszczania (biogaz) można stosować, jako paliwo. W przeciwnym razie należy go spalić w pochodni (patrz Sekcja 3.5.1.6). Gazów odlotowych ze spalania w pochodni zazwyczaj nie poddaje się oczyszczaniu.

To, co zostało powiedziane o systemach oczyszczania ścieków w poprzednich punktach, dotyczy również technologii oczyszczania gazów odlotowych. Ich istotnym wpływem na środowisko są emisje do wody i powietrza. Na przykład stosowanie mokrej płuczki (patrz Sekcja 3.5.1.4.5) oznacza, że ścieki należy poddać kolejnym etapom oczyszczania. Utlenianie gazów odlotowych (patrz w szczególności Sekcje 3.5.1.3.5 i 3.5.1.3.6) powoduje odprowadzanie gazów spalinowych, które zawierają zanieczyszczenia gazowe nieobecne w pierwotnym wsadzie, co może wymagać dalszego oczyszczania gazów odlotowych. Podobnie jak w przypadku oczyszczania ścieków, działanie oczyszczalni gazów wiąże się ze zużyciem energii i wody, przy czym to ostatnie jest

istotną kwestią w szczególnych warunkach klimatycznych. Omówiono to krótko w Tabeli 1.5

Tabela 1.5: Potencjalny wpływ oczyszczalni gazów odlotowych na środowisko

Element środowiska	Potencjalny wpływ/emisja
Powietrze	<ul style="list-style-type: none"> • Zasadniczo (i przede wszystkim) znaczna redukcja emisji zanieczyszczeń • W przypadku dopalania termicznego/katalitycznego zastąpienie LZO przez zanieczyszczenia z gazów spalinowych takie jak tlenki węgla, fluorowcowodory, dwutlenek siarki, tlenki azotu, dioksyne • Emisje z pochodni
Woda	<ul style="list-style-type: none"> • Procesy przemycania/absorpcji powodują przenoszenie zanieczyszczeń z powietrza do elementu wody • Niektóre procesy oczyszczania wymagają nadmiaru wody (np. przemycanie, kondensacja w wodzie)
Odpady	<ul style="list-style-type: none"> • Osad z wtórnego oczyszczania ścieków pochodzących z oczyszczania gazów odlotowych • Pozostałości z oczyszczalni gazów odlotowych (np. rozdzielone ciała stałe, skroplone ciecze niepoddane wtórnej przeróbce, zużyty adsorbent, zużyty katalizator)
Inne	<ul style="list-style-type: none"> • Oczyszczalnie gazów odlotowych zazwyczaj zużywają energię • Zużycie pomocniczych produktów chemicznych (np. amoniaku do nieselektywnej redukcji katalitycznej (SNCR), odczynników zasadowych do roztworów płuczających)

Oprócz pochodni (patrz Sekcja 3.5.1.6) i dopalaczy termicznych/katalitycznych (patrz Sekcje 3.5.1.3.5 i 3.5.1.3.6) w przemyśle chemicznym stosuje się wiele obiektów służących ochronie środowiska i bezpieczeństwu. Głównym celem tych obiektów jest zmniejszenie wpływu na środowisko i/lub zwiększenie bezpieczeństwa pracy instalacji. Urządzenia różnią się od bardzo prostych elementów do złożonych jednostek oczyszczania.

Ogólnie rzecz biorąc, całkowity wpływ obiektów służących ochronie środowiska i bezpieczeństwu powinien być pozytywny. Jest to w pierwszej kolejności powód ich instalowania. Jednak ze względu na podstawowe zasady zachowania, większość technologii oczyszczania może mieć, oprócz zdolności oczyszczania, negatywny wpływ na środowisko. Przykładami tych efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska są odpady wytworzone przez filtry tkaninowe (patrz Sekcja 3.5.1.4.7), odpady wytworzone przez płuczki (patrz Sekcja 3.5.1.4.5) i zwiększone zużycie energii ze względu na działanie systemów oczyszczania. Trudno jest wskazać próg równowagi, przy którym pozytywne skutki przeważają nad negatywnymi skutkami sposobu oczyszczania, ponieważ wpływają na niego w dużym stopniu warunki lokalne. Ponadto zazwyczaj uważa się za wskazane, aby zanieczyszczenia były w jak najbardziej stężonym i możliwym do kontroli stanie. Zapewnia to najlepsze możliwości ponownego wykorzystania, dalszego oczyszczania lub kontrolowanego usuwania. W dokumencie referencyjnym dotyczącym gospodarki i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska (ECM) opisano metodologie, które mogą pomóc w ustaleniu progu równowagi, przy którym pozytywne skutki przeważają nad negatywnymi skutkami sposobu oczyszczania [112, COM 2006].

Podsumowując, oczyszczanie ścieków i gazów odlotowych, oprócz ich indywidualnego wpływu na środowisko, wpływają na siebie nawzajem w następujący sposób:

- niektóre techniki oczyszczania ścieków powodują emisje gazowe, które trzeba odprowadzić do dalszych instalacji do oczyszczania gazów odlotowych, co często wymaga złożonych etapów przy budowie;
- techniki oczyszczania gazów odlotowych powodują gazowe i/lub ciekłe uwolnienia, które wymagają dalszego oczyszczania gazów odlotowych i/lub ścieków;
- każde uwolnienie (gazowe uwolnienia do instalacji do oczyszczania gazów odlotowych lub wodne uwolnienia do oczyszczalni ścieków) może zazwyczaj wpływać na dalsze instalacje, chociaż w większości przypadków prowadzi ono jedynie do małego wzrostu ładunku. Przeciwnymi przykładami są mokre przemycanie gazów spalinowych lub odpędzanie lotnych materiałów z OŚ.

2. AKTUALNE POZIOMY EMISJI I ZUŻYCIA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

2.1 Ogólne informacje na temat badań

W niniejszym rozdziale podsumowane dane specyficzne dla instalacji zebrane podczas dwóch badań przeprowadzonych w trakcie procesu przeglądu dokumentu BREF (harmonogram podano w tabeli 6.1). Pierwsze badanie dotyczyło w większości oczyszczalni ścieków (OŚ) w większych zintegrowanych obiektach, a drugie dotyczyło w większym stopniu OŚ w mniejszych obiektach o ograniczonej działalności produkcyjnej („instalacje niezależne”). Drugie badanie służyło również do aktualizacji i uzupełnienia danych z pierwszego badania.

Ogólnie do EIPPCB złożono ankiety ze 122 instalacji. Następnie z biura EIPPCB wysłano wiele wniosków o wyjaśnienia i dodatkowe informacje do TWG, co doprowadziło do licznych poprawek. Odrzucono około 15 ankiet, ponieważ OŚ były poza zakresem niniejszego dokumentu BREF, ankietę zawierała zbyt mało danych lub ankietę przesłano w dwóch egzemplarzach. Po tym czyszczeniu danych, w celu dalszej analizy wzięto pod uwagę 107 ankiet. Spośród nich, 35 instalacji uczestniczyło tylko w pierwszym, 46 tylko w drugim i 26 w obu badaniach (patrz Tabela 2.1).

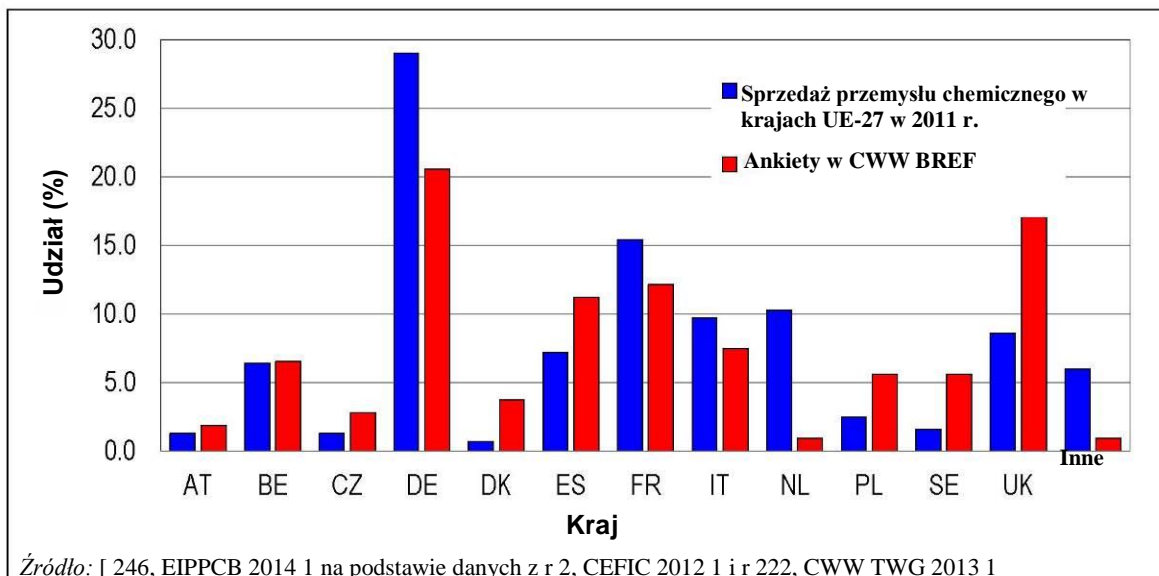
Tabela 2.1: Przegląd instalacji, które uwzględniono w badaniach

Położenie	Liczba instalacji				Udział
	Tylko badanie 1	Tylko badanie 2	Oba badania	Łącznie	
AT	0	1	1	2	1,9 %
BE	1	1	5	7	6,5 %
CZ	0	0	3	3	2,8 %
DE	9	1	12	22	20,6 %
DK	0	4	0	4	3,7 %
ES	5	6	1	12	11,2 %
FR	5	5	3	13	12,1 %
IE	0	1	0	1	0,9 %
IT	5	3	0	8	7,5 %
NL	1	0	0	1	0,9 %
PL	0	6	0	6	5,6 %
SE	1	5	0	6	5,6 %
UK	8	13	1	22	20,6 %
Razem	35	46	26	107	100 %

Źródło: [222_CWW TWG 2013]

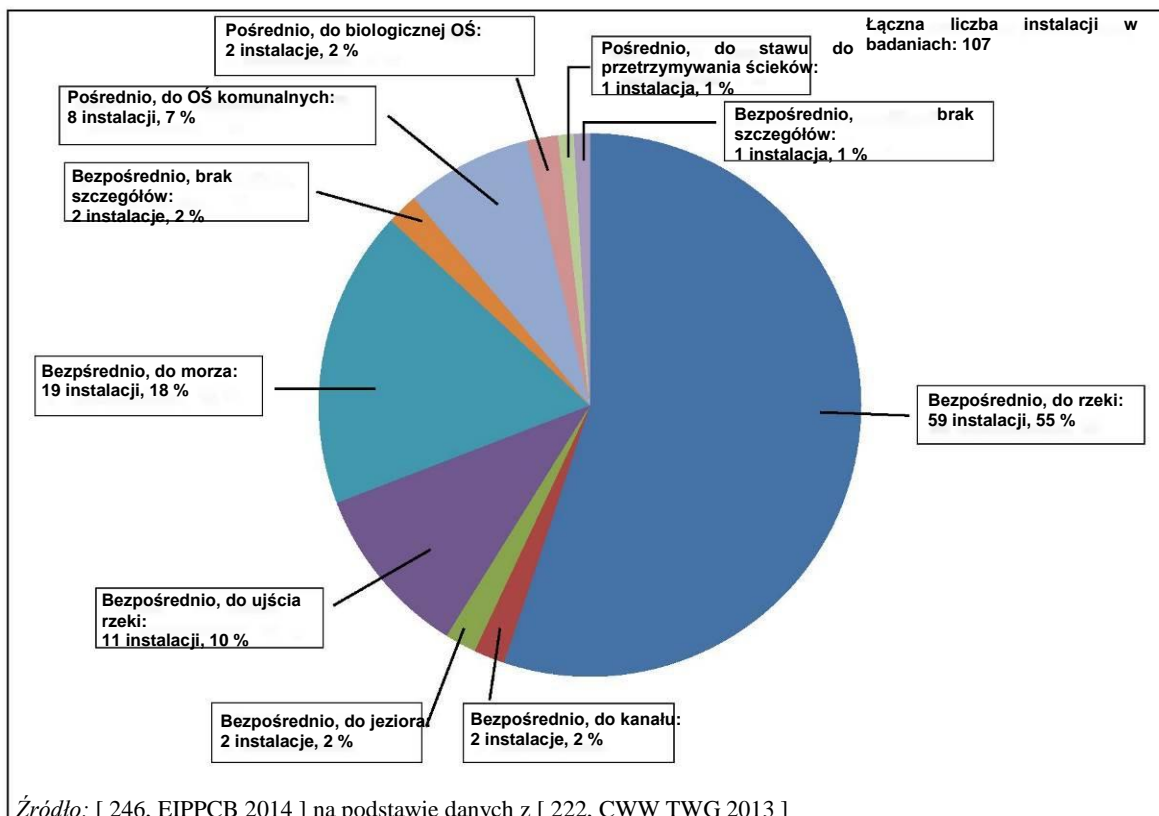
Ogólne informacje na temat charakterystyki tych OŚ można znaleźć w Tabeli 7.1 w Sekcji 7.2, Załącznik II.

Udział sprzedaży przemysłu chemicznego w krajach UE-27 w 2011 r. w przeliczeniu na poszczególne kraje w porównaniu z udziałem kwestionariuszy przedstawiono na Rysunek 2.1. W tych badaniach uwzględniono wszystkie kraje członkowskie UE o istotnej działalności związanej z produkcją chemiczną. Wydaje się, że niektóre kraje członkowskie UE były zbyt licznie reprezentowane (np. DK, PL, SE, UK), a inne były reprezentowane niedostatecznie (np. DE, FR, IT, NL). Jednak taka interpretacja może okazać się błędna, jeśli struktura przemysłu chemicznego różni się w zależności od kraju. Na przykład niemieckie OŚ, dla których złożono ankiety, były średnio większe niż te położone na terenie Wielkiej Brytanii (patrz Rysunek 2.6). Lepiej byłoby wykorzystać udział instalacji chemicznych w poszczególnych krajach dla Rysunek 2.1, ale niestety dane te nie były dostępne.



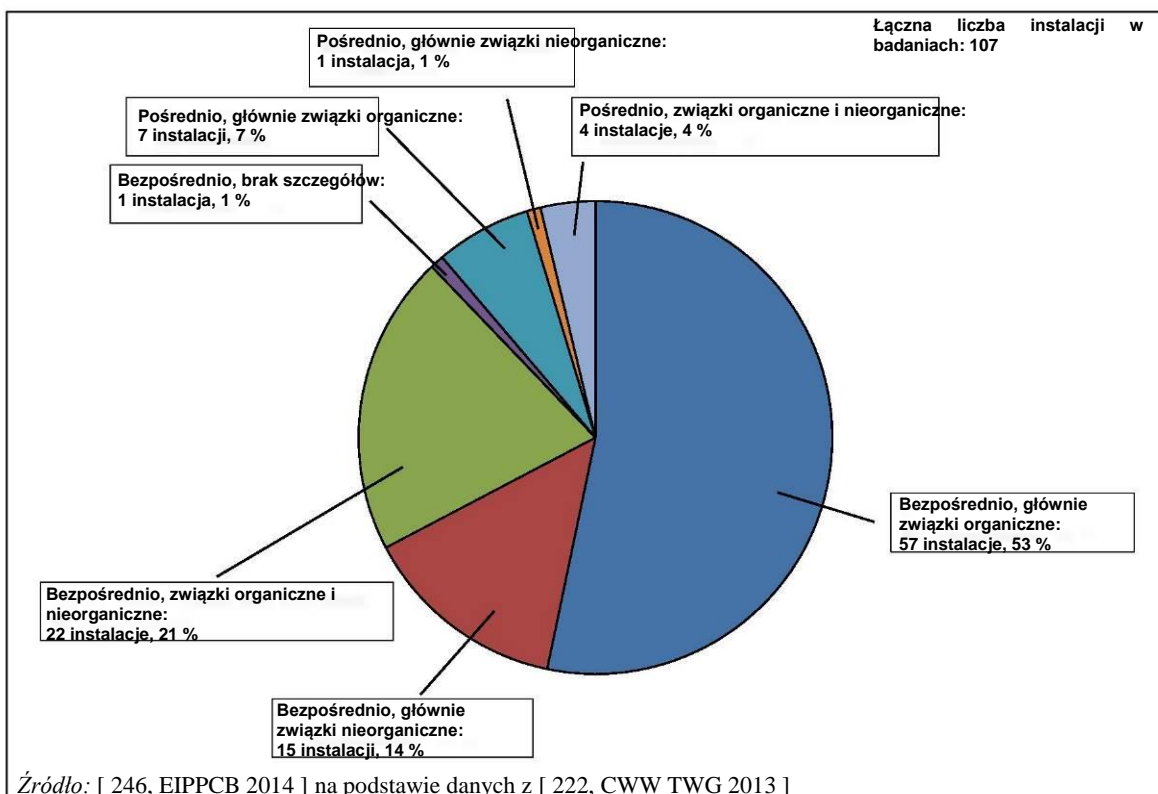
Rysunek 2.1: Udział sprzedaży środków chemicznych w poszczególnych krajach w porównaniu z udziałem ankiet w poszczególnych krajach

Spośród kwestionariuszy, 95 dotyczy OŚ z bezpośrednim zrzutem do odbiornika ścieków, a 12 dotyczy zrztu pośredniego, co odpowiada 89% i 11% (patrz również Tabela 7.1 w Sekcji 7.2. Załącznik II). Około dwóch trzecich zrztów bezpośrednich dotyczyło środowisk słodkowodnych (głównie rzek), a jedna trzecia środowisk morskich/w ujściach rzek. Większość zrztów pośrednich odbywało się do OŚ komunalnych (Rysunek 2.2).



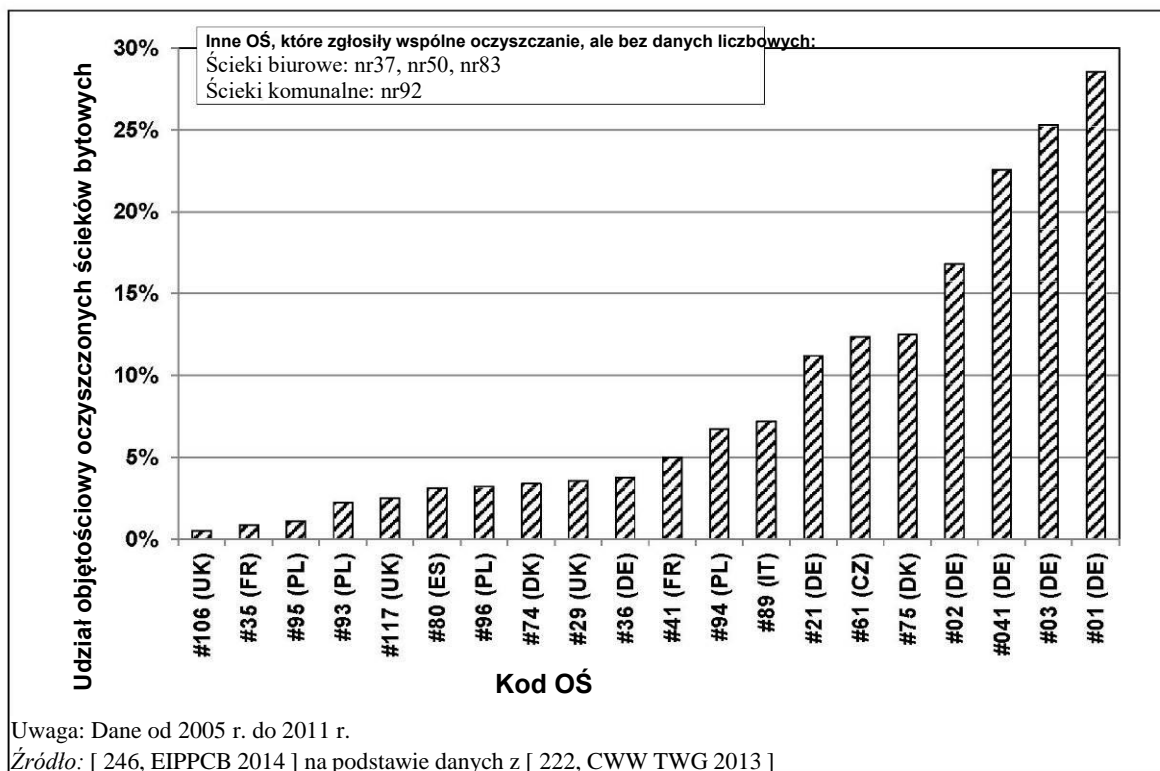
Rysunek 2.2: Podział OŚ według rodzaju zrztu

Spośród 95 OŚ z bezpośrednim zrzutem, 60% oczyszcza wodę pochodzącą z instalacji IED z sektora chemii organicznej (tj. LVOC, OFC, POL), 16% z sektora chemii nieorganicznej (tj. LVIC-AAF, LVIC-S, SIC, CAK) i 23% z obu sektorów (Rysunek 2.3).



Rysunek 2.3: Podział OŚ według działań wytwórczych

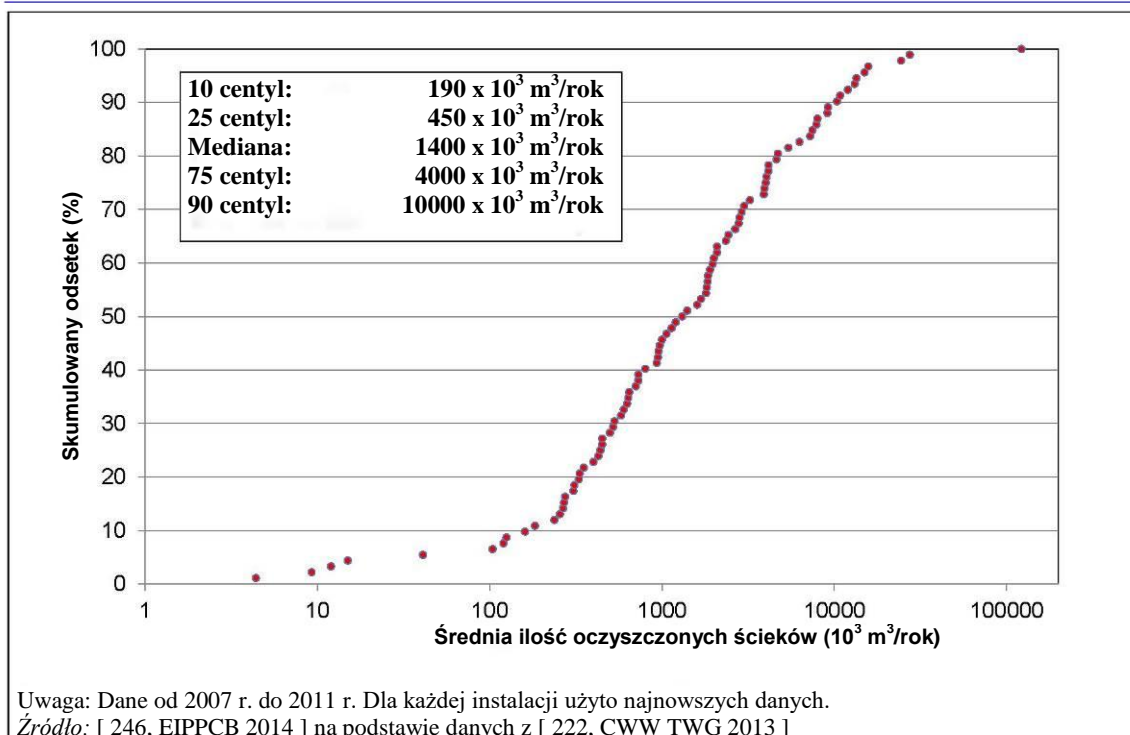
Wspólne oczyszczanie ścieków bytowych na terenie zakładu zgłoszono dla 24 spośród 95 (lub 25%) OŚ z bezpośrednim zrzutem. Ścieki bytowe pochodziły z urządzeń sanitarnych na terenie zakładu i/lub z gmin. Spośród tych 24 OŚ 20 przedstawiło dane liczbowe, które pozwoliły na obliczenie udziału objętościowego wspólnie oczyszczanych ścieków bytowych (Rysunek 2.4).



Rysunek 2.4: Udział objętościowy oczyszczonych ścieków komunalnych

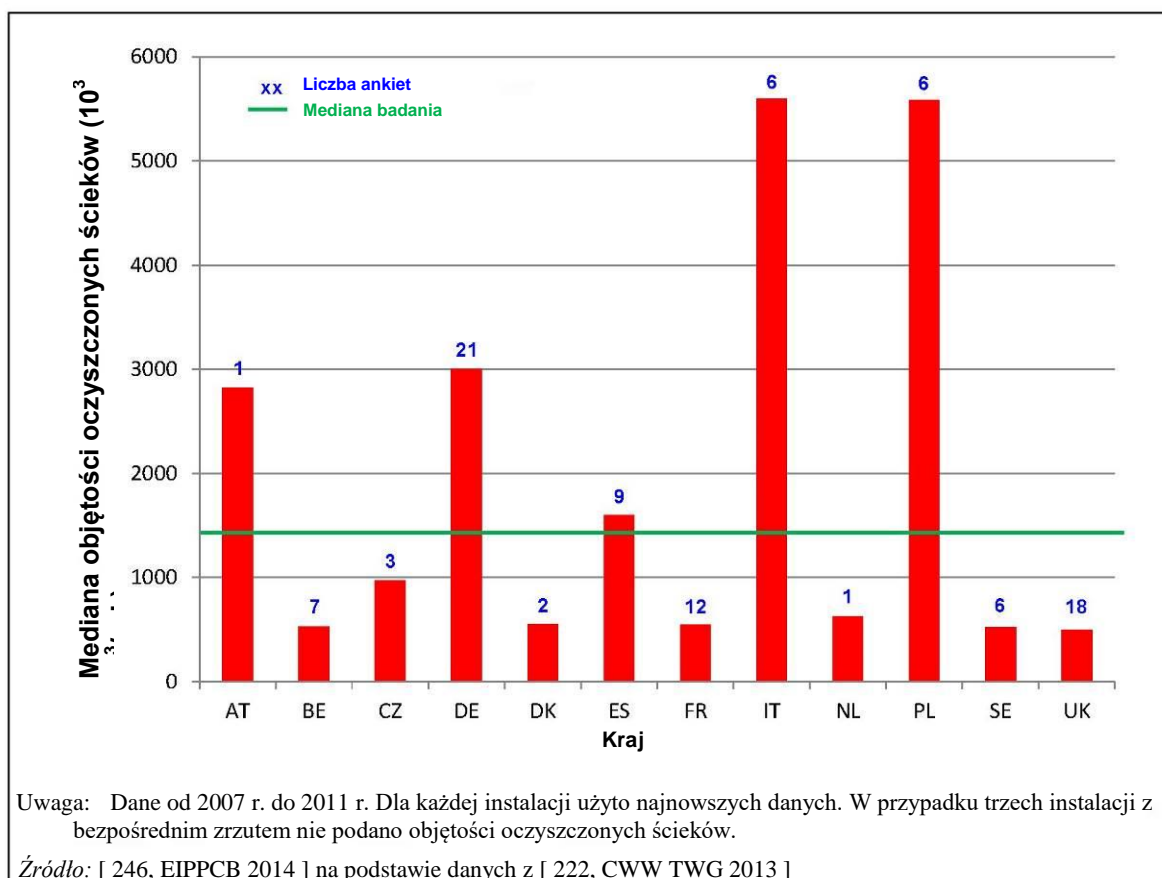
Udział objętościowy oczyszczonych ścieków bytowych ogółem wynosił poniżej 30%. Cztery oczyszczalnie ścieków o największym udziale objętościowych ścieków bytowych (od 17% do 29%) znajdują się w Niemczech. Wraz z ankietami nie dostarczono informacji o odpowiednich udziałach ładunków zanieczyszczeń. Jednak, biorąc pod uwagę ogólnie wysokie stężenia związków organicznych ściekach wpływających do oczyszczalni ścieków ze wspólnym oczyszczaniem (np. nr 01: ChZT = 3,3 g/l; nr 02: ChZT = 1,2 g/l; nr 03: ChZT = 0,57 g/l; nr 041: ChZT = 1,0 g/l; nr 21: ChZT = 2,3 g/l; nr 75: OWO = 1,9 g/l), można zasadnie założyć, że główny ładunek ChZT z instalacji nie pochodzi ze ścieków bytowych.

Ankiety odzwierciedlają różne wielkości OŚ, od względnie małych OŚ, oczyszczających mniej niż $10 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{rok}$ do dużych OŚ oczyszczających ilości większe niż $20\,000 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{rok}$ (Rysunek 2.5). Mediana wynosiła około $1400 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{rok}$. Różne wielkości OŚ odzwierciedlają również ładunki ChZT w ściekach wpływających, wynoszące od około 100 t/rok do 145 t/rok. Wśród OŚ ze zrzutem bezpośrednim z oczyszczaniem biologicznym, najmniejszą objętość oczyszczanych ścieków odnotowano dla OŚ nr 52 ($120 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{rok}$ w 2007), najniższy ładunek BZT₅ dla OŚ nr 62 (34 t/rok = 1600 RLM (równoważna liczba mieszkańców) w 2007 r.), a największą objętość oczyszczonych ścieków wraz z najwyższym ładunkiem BZT₅ w ściekach wpływających dla OŚ nr 2 (odpowiednio $122\,000 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{rok}$ i $78 \times 10^3 \text{ t/rok} = 3,6 \times 10^6 \text{ RLM}$ w 2007 r.) [222, CWW TWG 2013].



Rysunek 2.5: Średnia oczyszczona objętość ścieków (tylko bezpośrednie zrzuty)

Dalsza analiza ankiet wskazuje, że między innymi Niemcy, Włochy i Polska były reprezentowane w badaniu przez większe OŚ, a Belgia, Francja, Szwecja i Wielka Brytania były reprezentowane przez mniejsze OŚ (Rysunek 2.6).



Rysunek 2.6: Mediana średniej objętości oczyszczonych ścieków w OŚ w różnych OŚ w różnych krajach (tylko bezpośrednie zrzuty)

2.2 Główne procesy jednostkowe w OŚ

W celu porównania poziomów emisji w różnych instalacjach, pogrupowano zastosowane techniki. Końcowe oczyszczenie ścieków to zazwyczaj połączenie poszczególnych etapów oczyszczania. Na przykład przed i po najczęściej stosowanej metodzie osadu czynnego zwykle stosuje się etap usuwania substancji stałych. Metodę osadu czynnego można łączyć z nitryfikacją/denitryfikacją i/lub chemicznym strącaniem fosforu w zależności od składu ścieków. Zróżnicowane połączenia i dodatkowo różne nazewnictwo stosowane w ankietach dla tej samej techniki utrudniły grupowanie instalacji.

Stwierdzono, że metoda całkowitego mieszanego osadu czynnego (CMAS) jest głównym końcowym procesem jednostkowym w przypadku ścieków ze związkami organicznymi (53 OŚ na 107 OŚ objętych badaniami). Instalacje wykorzystujące metodę CMAS zostały następnie podzielone na kategorie według:

- zastosowania płaskich zbiorników, wież biologicznych lub bioreaktorów membranowych;
- technik usuwania ciał stałych;
- etapów wstępnego oczyszczania, np. etap beztlenowy, dodatkowy proces osadu czynnego, oczyszczanie fizykochemiczne;
- występowania usuwania azotu i/lub fosforu.

Główne procesy jednostkowe stosowane w końcowych OŚ w badaniach (patrz również Tabela 7.1 w Sekcji 7.2, Załącznik II):

- oczyszczanie fizykochemiczne i biologiczne lub tylko oczyszczanie biologiczne (68 OŚ):
 - płaskie zbiorniki CMAS (tj. nr 01, nr 02, nr 03, nr 041, nr 06, nr 09, nr 10, nr 11, nr 12, nr 14, nr 17, nr 18, nr 19, nr 22, nr 24, nr 25, nr 28, nr 37, nr 40, nr 47, nr 48, nr 49, nr 50, nr 51, nr 52, nr 54, nr 57, nr 58, nr 60, nr 61, nr 62, nr 63, nr 64, nr 68);
 - wieże biologiczne CMAS (tj. nr 07, nr 13, nr 14, nr 15, nr 16, nr 21, nr 45);
 - bioreaktor membranowy (tj. nr 08, nr 36, nr 41 (częściowo), nr 69, nr 70 (częściowo), nr 118);
 - osad czynny bez dalszych danych technicznych (tj. nr 41, nr 70, nr 75, nr 83, nr 91, nr 96, nr 102, nr 103, nr 104, nr 108);
 - reaktor ze złożem nieruchomym (tj. nr 33, nr 34);
 - proces ze złożem rozszerzonym (tj. nr 33, nr 34);
 - oczyszczanie biologiczne bez dalszych danych technicznych (tj. nr 74, nr 76, nr 82, nr 89, nr 90, nr 92, nr 98, nr 100, nr 101, nr 105);
- tylko oczyszczanie fizykochemiczne (38 OŚ):
 - zubożnianie (nr 042, nr 27, nr 35, nr 56, nr 65, nr 66, nr 67, nr 73, nr 79, nr 80, nr 81, nr 84, nr 93, nr 94, nr 106, nr 107, nr 109, nr 110, nr 111, nr 113, nr 115, nr 116, nr 117, nr 120, nr 121);
 - strącanie/koagulacja/flokulacja (tj. nr 042, nr 05, nr 27, nr 32, nr 35, nr 56, nr 73, nr 93, nr 115);
 - krystalizacja (tj. nr 05);
 - zgarnianie powierzchniowe (tj. nr 53);
 - separacja oleju i wody (tj. nr 26, nr 35, nr 46, nr 85);
 - utlenianie za pomocą H₂O₂ (tj. nr 65, nr 66, nr 67, nr 84);
 - odpędzanie (tj. nr 27, nr 38);
 - filtracja na węglu aktywnym (tj. nr 81).

W przypadku jednej OŚ nie podano stosowanych technik.

W odniesieniu do etapu końcowego usuwania zawiesiny ogólnej (TSS) w OŚ stosuje się następujące techniki:

- sedymentacja (tj. nr 02, nr 03, nr 041, nr 042, nr 06, nr 07, nr 09, nr 12, nr 13, nr 14, nr 15, nr 16, nr 17, nr 18, nr 19, nr 22, nr 24, nr 25, nr 26, nr 27, nr 28, nr 31, nr 37, nr 40, nr 41, nr 47, nr 48, nr 49, nr 52, nr 53, nr 54, nr 56, nr 57, nr 62, nr 63, nr 65, nr 66, nr 67, nr 68, nr 70, nr 79, nr 82, nr 86, nr 87, nr 89, nr 91, nr 93, nr 94, nr 100);
- ultrafiltracja, w tym bioreaktor membranowy (tj. nr 08, nr 36, nr 38, nr 41 (częściowo), nr 69, nr 70 (częściowo), nr 118);
- filtracja na złożu piaskowym (tj. nr 01, nr 32, nr 34, nr 45, nr 61, nr 115, nr 120);
- filtracja bez dalszych danych technicznych (tj. nr 05, nr 105, nr 117);
- flotacja (tj. nr 10, nr 11, nr 21, nr 29, nr 33, nr 35, nr 46, nr 50, nr 51, nr 60, nr 64, nr 75);
- odwrócona osmoza (tj. nr 58).

Filtrację i flotację często poprzedza etap sedymentacji.

W zależności od organicznego ładunku ścieków wpływających, stosuje się różne procesy oczyszczania wstępnego, w tym:

- dodatkowe procesy osadu czynnego (tj. nr 01, nr 041, nr 08, nr 09, nr 10, nr 14, nr 33, nr 41, nr 61, nr 63, nr 70);
- złoża biologiczne zraszane (tj. nr 07, nr 57);
- reaktor ze złożem nieruchomym (tj. nr 24);
- wstępne oczyszczanie biologiczne (tj. nr 16, nr 29);
- utlenianie (tj. nr 18, nr 58);
- separację oleju i wody (tj. nr 45, nr 89, nr 46, nr 90);
- odpędzanie (tj. nr 118);

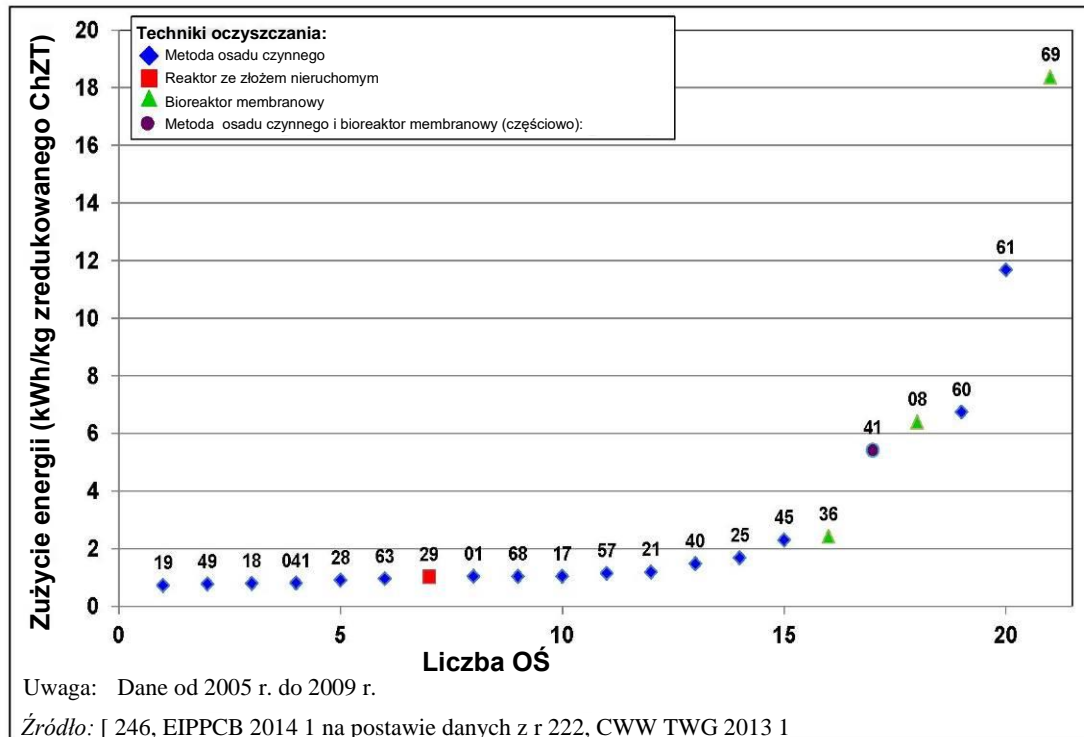
W instalacji nr 06 stosuje się w przypadku niektórych segregowanych strumieni spalanie ścieków (10% objętości ścieków i 50% ładunku OWO).

W niektórych OŚ stosuje się usuwanie azotu i/lub fosforu. W przypadku niektórych OŚ nie wymieniono wyraźnie usuwania azotu i/lub fosforu, ale można to było stwierdzić na podstawie danych odnośnie do ścieków wpływających i wypływających:

- nityfikacja/denitryfikacja (tj. nr 01, nr 02, nr 03, nr 041, nr 06, nr 07, nr 08, nr 09, nr 10, nr 11, nr 12, nr 14, nr 16, nr 21, nr 22, nr 34, nr 36, nr 37, nr 40, nr 41, nr 45, nr 49, nr 50, nr 52, nr 57, nr 58, nr 60, nr 61, nr 63, nr 69, nr 70, nr 74, nr 75, nr 82, nr 89, nr 92, nr 96, nr 98, nr 100, nr 108, nr 118);
- chemiczne strącanie fosforu (nr 01, nr 02, nr 03, nr 06, nr 07, nr 08, nr 10, nr 11, nr 12, nr 13, nr 14, nr 33, nr 34, nr 36, nr 51, nr 57, nr 70, nr 74, nr 76, nr 95);

2.3 Zużycie energii przez biologiczne OŚ

Dane dotyczące zużycia energii zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. W przypadku 21 spośród całkowitej ilości 47 biologicznych OŚ uczestniczących w pierwszym badaniu (ze zrzutem bezpośrednim lub pośrednim), podano wartości zużycia energii wraz z objętościami ścieków i zredukowanymi ładunkami ChZT tak, aby można było obliczyć wartości jednostkowego zużycia energii (Rysunek 2.7). Instalacje nr 08, nr 36, nr 41 i nr 69 wykorzystują bioreaktory membranowe, co tłumaczy ich wyższe jednostkowe zużycie energii.



Rysunek 2.7: Jednostkowe zużycie energii przez biologiczne OŚ

2.4 Analiza kluczowych parametrów

2.4.1 Informacje ogólne

W poniższych sekcjach omówiono zgłoszoną wydajność OŚ w odniesieniu do wielu parametrów. Wykresy zawarte w Sekcji 2,4 dotyczą wyłącznie OŚ ze zrzutem bezpośrednim. Dane dotyczące ścieków wpływających i wypływających zebrano jedynie dla lat referencyjnych od 2007 do 2011 r. Zasadniczo przedstawiono najnowszy zestaw danych dla każdej OŚ, z wyjątkiem kilku przypadków, w których zestaw danych z jednego z poprzednich lat był bardziej kompletny (tj. nr 041, nr 042, nr 10, nr 29, nr 86, nr 87, nr 100). Symbole użyte w niniejszej sekcji podano w Tabeli 2.2

Tabela 2.2: Symbole stosowane na wykresach w Sekcji 2.4

Średnie wartości		
Symbol	Strumień ścieków (WW)	Rodzaj zrzutu i oczyszczanych ścieków
	Ścieki wypływające	Zrzut bezpośredni, WW organiczne
		Zrzut bezpośredni, WW organiczne i nieorganiczne:
		Zrzut bezpośredni, WW nieorganiczne
	Ścieki wpływające	Zrzut bezpośredni, WW organiczne
		Zrzut bezpośredni, WW organiczne i nieorganiczne:
		Zrzut bezpośredni, WW nieorganiczne
Wartości maksymalne		
Symbol	Rodzaj wartości	
	80 centyl	
	90 centyl	
	Wartości średnie wyznaczone bez pominięcia nietypowych zrzutów	
	Najwyższe średnie miesięczne (tj. wyrównane)	
	Brak informacji – prawdopodobnie prawdziwe maksimum (tj. bez pominięcia elementów odstających)	
	Bez elementów odstających	
	Wstępnie zdefiniowana wartość maksymalna	
	Prawdziwe maksimum (tj. bez pominięcia elementów odstających)	

Stężenia podane na wykresach, przedstawiające zarówno emisje ścieków wpływających i wypływających są wartościami średnimi (zwykle średnimi rocznymi), zwykle średnimi z 24-godzinnych próbek złożonych.

2.4.2 Parametry sum

2.4.2.1 ChZT, OWO i BZT

2.4.2.1.1 Informacje ogólne

Substancje mające niekorzystny wpływ na bilans tlenowy zawarto w indykatywnym wykazie substancji, które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji w Załączniku II do IED (2010/75/UE) [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

2.4.2.1.2 Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT)

ChZT stosuje się powszechnie do pośredniego pomiaru ilości związków organicznych w wodzie poprzez pomiar masy tlenu potrzebnej do ich całkowitego utlenienia do dwutlenku węgla. W najbardziej rozpowszechnionych metodach monitorowania ChZT stosuje się dwuchromian jako środek utleniający i sole rtęci w celu zahamowania wpływu nieorganicznych chlorków. ChZT należy rozpatrywać w odniesieniu do zawiesiny ogólnej (TSS), ponieważ wydajność usuwania

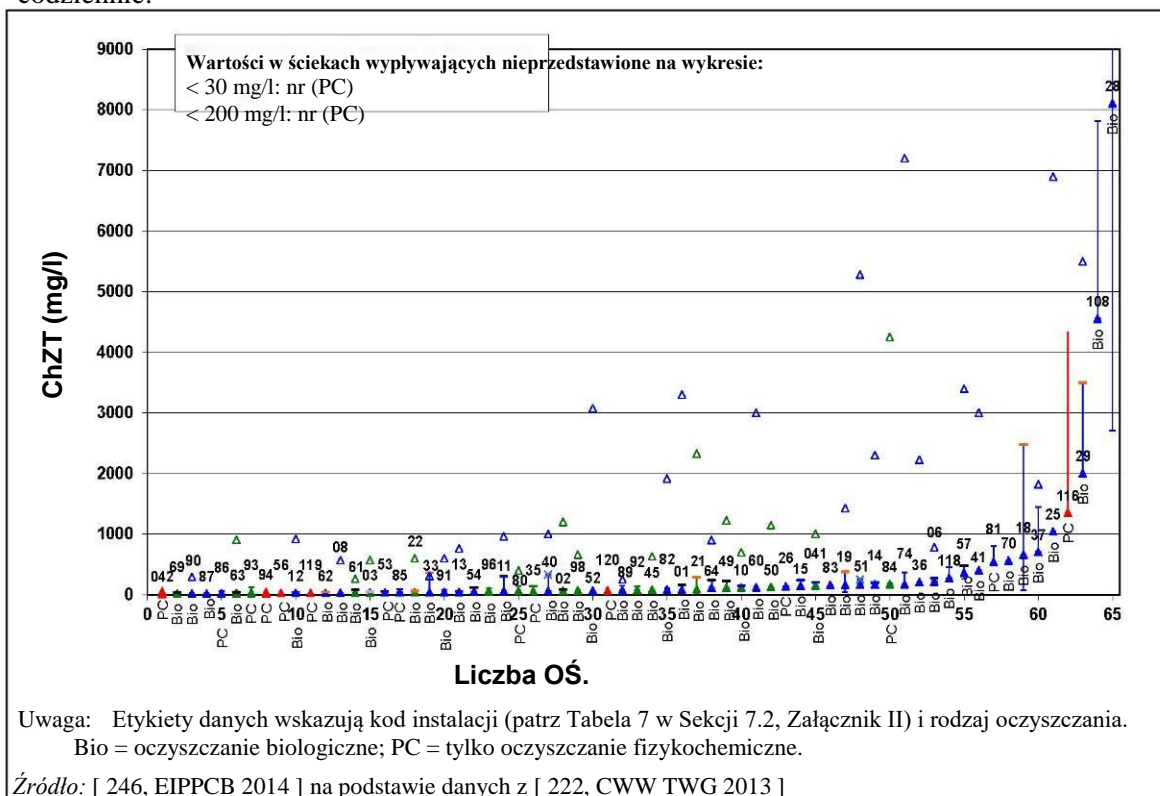
TSS wpływa na wyniki osiągnięte w stosunku do ChZT (patrz Sekcja 2.4.2.2).

Podczas przekształcania ChZT w OWO i odwrotnie należy zachować ostrożność przy stosowaniu współczynników; współczynniki te muszą być dobrze udokumentowane. Teoretyczne stosunki ChZT/OWO dla substancji organicznych wynoszą od 0,67 (kwas szczawiowy) do 5,33 (metan). W przypadku OŚ, dla których podano zarówno dane dotyczące ChZT i OWO dla ścieków wypływających (33 spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim) stosunki ChZT/OWO wynosiły od 1,73 do 6,38 (mediana 3,0). Wartości wyższe niż zakres teoretyczny mogą być spowodowane niepewnością pomiaru lub obecnością utleniających substancji nieorganicznych.

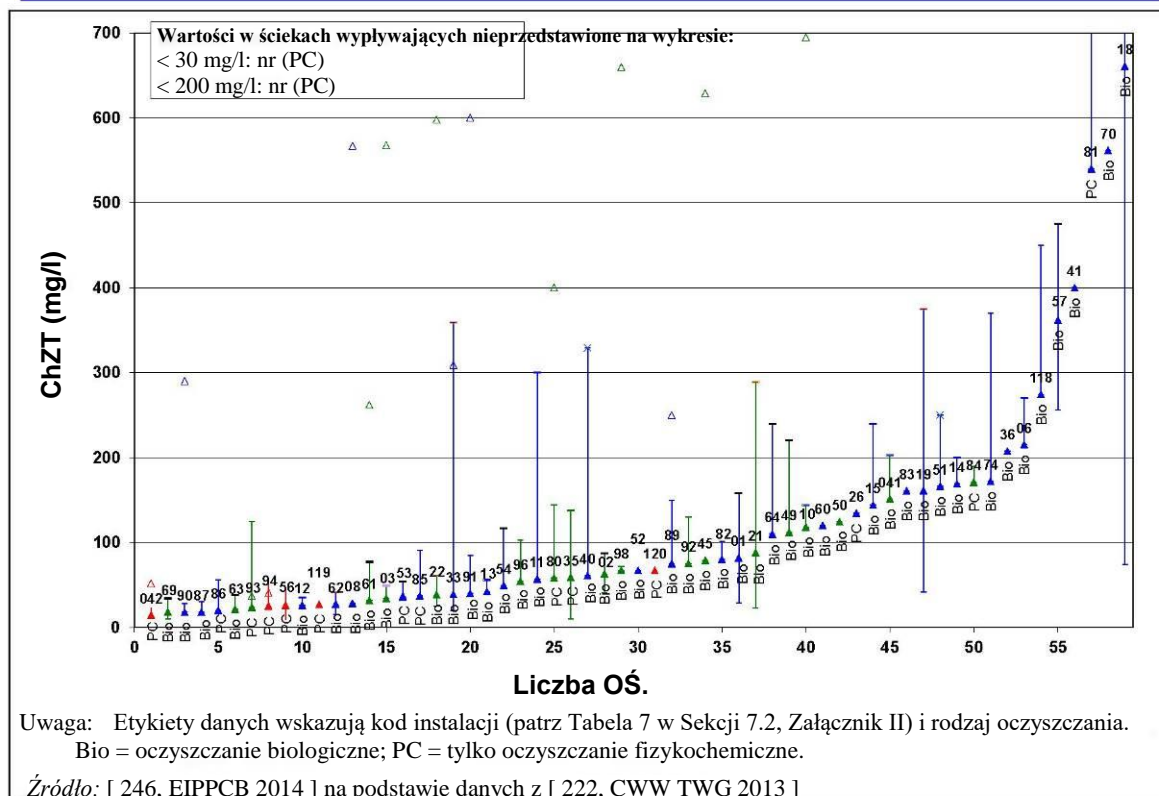
W Niemczech, z przyczyn ekonomicznych i środowiskowych, ChZT zastąpiono w pewnym stopniu przez OWO. Badania przeprowadzone dla niemieckiego Federalnego Urzędu Ochrony Środowiska (UBA DE) dotyczące różnych sektorów przemysłu wykazały, że stosunek ChZT/OWO mieścił się zazwyczaj w zakresie 2,5–3,5 (mediana 2,9; 1053 próbki z 38 strumieni ścieków wypływających) [97, Braun i wsp. 1999].

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do ChZT

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia ChZT w ściekach wypływających dla 67 (lub 71%) OŚ, a dla 48 (lub 72%) OŚ podano również wartości ChZT w ściekach wpływających. Dwie wartości dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia (Rysunek 2.8 i Rysunek 2.9). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie.



Rysunek 2.8: Średnie stężenia ChZT (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)



Rysunek 2.9: Średnie stężenia ChZT (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających < 700 mg/l)

OŚ wykazujące względnie wysokie wartości BZT₅ i/lub TSS w ściekach wpływających (np. nr 25, nr 28, nr 29, nr 37, nr 57, nr 108, nr 116) lub OŚ oczyszczające tylko ścieki z instalacji OFC (np. nr 06, nr 41, nr 70, nr 118) mają tendencję do wyższych emisji ChZT.

Wydajności redukcji dla ładunków podanych dla 44 OŚ mieszczą się w zakresie od 4,1% do 98,0%, ale częściej od 55,3% do 87,0% (od 10 do 90 centyla) z medianą wynoszącą 90,8%. Wydajności podane dla ładunków i stężeń pasują do zdecydowanej większości przypadków. Niektóre instalacje osiągają wydajność redukcji wyższą niż 90% przy średnich stężeniach ścieków wpływających poniżej 100 mg/l.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji ChZT

W ankietach podano poniższe operacje oczyszczania wstępnego (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki):

- odpędzanie,
- destylacja,
- adsorpcja,
- ekstrakcja,
- utlenianie chemiczne,
- oczyszczanie biologiczne,
- filtracja.

W większości instalacji o wysokich stężeniach ChZT w ściekach wpływających, do końcowego oczyszczania (tj. ChZT > 100 mg/l) stosuje się oczyszczanie biologiczne (patrz Rysunek 2.8 i Rysunek 2.9). Do oczyszczania biologicznego najczęściej stosowane są systemy CMAS (patrz Sekcja 2.2).

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości ChZT podane dla 52 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,1–9,2, ale częściej o wartość 1,3–3,3 (od 10 do 90 centyla). Produkcja seryjna lub zdarzenia takie jak wyłączanie na poziomie poszczególnych zakładów produkcji chemicznej mogą wyjaśniać wahania wartości ChZT.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) ChZT uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 7 mg O₂/l. W Hiszpanii granica oznaczalności dla ChZT wynosi 30 mg O₂/l. W Niemczech wartość LOQ dla ChZT wynosi 15 mg O₂/l w oparciu o niemiecką normę DIN 38409-H 41-1. Istnieją dwie międzynarodowe normy dotyczące pomiaru ChZT. ISO 6060 (1989) ma zastosowanie do wody o wartości od 30 mg/l do 700 mg/l. Zawartość chlorków nie może przekraczać 1000 mg/l. Jeśli wartość przekracza 700 mg/l, próbkę wody się rozcieńcza. W celu uzyskania największej dokładności zaleca się, aby wartość dla próbki mieściła się w zakresie 300–600 mg/l. ISO 15705 (2002) wykorzystuje metodę zatopionej rurki, która ma zastosowanie do wartości ChZT 1000 mg/l i stężenia chlorków nieprzekraczającego 1000 mg/l. Metoda ma granicę wykrywalności wynoszącą 6 mg/l dla detekcji fotometrycznej przy 600 nm i 15 mg/l dla detekcji za pomocą miareczkowania. Przy niskich stężeniach ChZT pomiary są podatne na zakłócenia przez wysokie stężenia chlorków. Pomiary OWO są w tym względzie o wiele mniej wrażliwe.

Parametry wpływające na wydajność

Znaczne usunięcie całkowitego ładunku związków organicznych zależy głównie od usunięcia ogniotrwałej frakcji organicznej z tego całkowitego ładunku, jak również od optymalnego działania biologicznej części układu oczyszczania w celu usunięcia części ulegającej biodegradacji.

Odpowiedni ogniotrwały ładunek organiczny wymaga oczyszczania wstępnego lub oczyszczenia wtórnego w zależności od stężenia i wymaganej jakości ścieków wypływających. Po usunięciu ogniotrwałego ładunku organicznego, należy kontrolować szereg parametrów w celu utrzymania najwyższej wydajności oczyszczania biologicznego (pod względem redukcji/usuwania zanieczyszczeń, efektywności energetycznej, wytwarzania osadu, uciążliwości zapachowej itd.). Te parametry są w większości specyficzne dla każdego rodzaju zastosowanego oczyszczania biologicznego (procesów zawieszonego wzrostu lub membrany stałej) i technologii wybranej dla procesu oczyszczania (np. złoża biologiczne zraszane, sekwencyjny reaktor porcjowy, bioreaktor membranowy). Jednak, z reguły, ogólnie pożądanym jest płynne działanie, zwłaszcza przy ograniczonych wahań ładunku i charakterystyk wpływających ścieków, w szczególności w przypadku procesów osadu czynnego. Należy również pamiętać, że (sezonowa) temperatura otoczenia oraz temperatura ścieków wpływają na oczyszczanie biologiczne.

Oczyszczanie biologiczne wymaga czasu (od kilku dni do kilku tygodni) do zregenerowania się po wpływie zakłócających warunków (nagle wahania przepływu i ładunku). W ekstremalnych warunkach konieczna jest wymiana całej populacji bakterii/drobnoustrojów. Nieruchoma biomasa może być mniej wrażliwa na zakłócające warunki.

Nadmierna ilość zużytej substancji żrącej (stosowanej na przykład do redukcji emisji SO_x) może szybko przerosnąć system oczyszczania ścieków ze względu na zwykle wysokie ChZT zużytej substancji żrącej. Inną kwestią może być znaczny wzrost ładunków amonu i siarczków, które wynikają z zakłóceń w działaniu urządzeń do odpędzania. Te ładunki mogą z kolei zakłócić biologiczny system oczyszczania, jeśli nie jest on przeznaczony do przetwarzania amonu i siarczków.

Ograniczenia dotyczące zużycia wody lub wysokie poziomy ponownego wykorzystania wody mogą wyjaśnić względnie wysokie stężenie ChZT (i ogólnie zanieczyszczeń), nawet, jeśli osiągnięto wysoką wydajność redukcji.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Nie istnieje żaden wyraźny trend wydajności związany ze stosowaniem pewnych technologii lub ich połączeń. Końcowe stężenie ścieków wypływających w dużym stopniu zależy od układu, konserwacji i eksploatacji OŚ. Szeroki zakres technik pozwala na osiągnięcie

zrzutów ChZT poniżej 50 centyla ChZT (tj. około 100 mg/l jako średniej rocznej 24-godzinnych złożonych próbek).

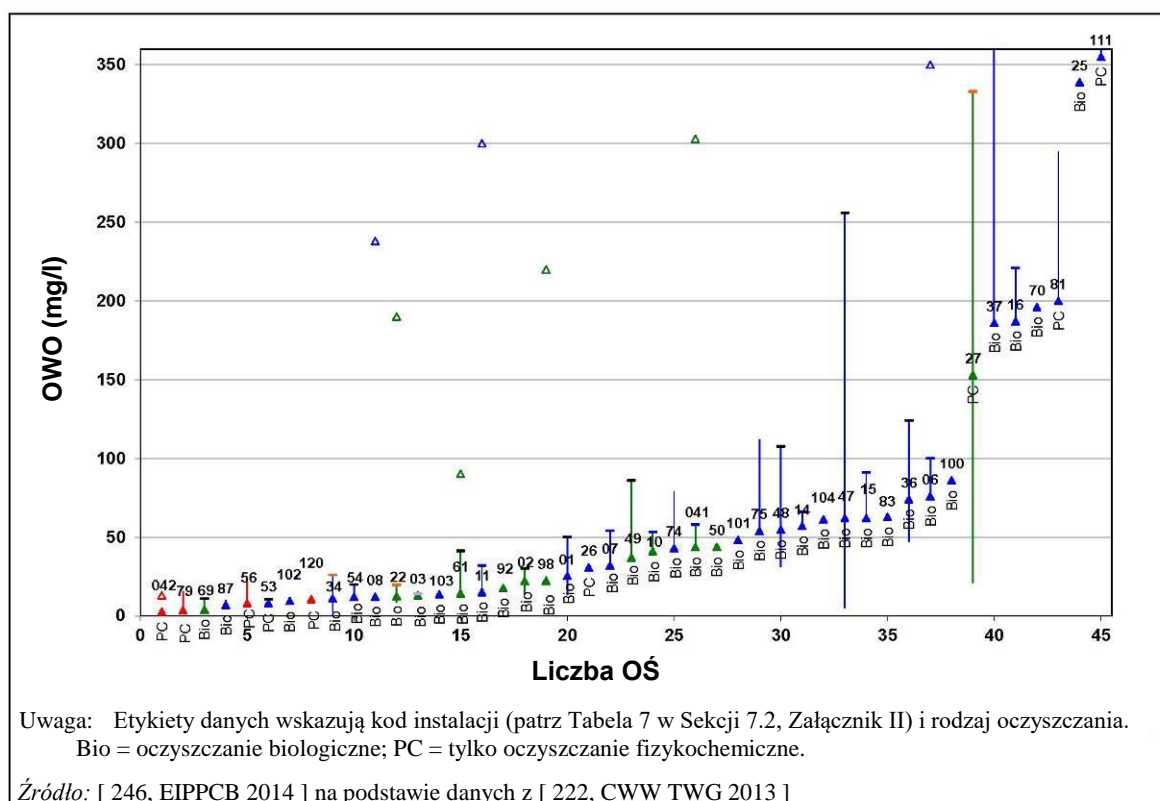
Bez względu na rodzaj wybranego systemu oczyszczania, jednym z kluczy do skutecznego oczyszczania biologicznego jest opracowanie i utrzymanie aklimatyzowanej, zdrowej biomasy, w wystarczającej ilości, aby obsłużyć maksymalne przepływy i ładunki organiczne, które mają być oczyszczone.

2.4.2.1.3 Ogólny węgiel organiczny (OWO)

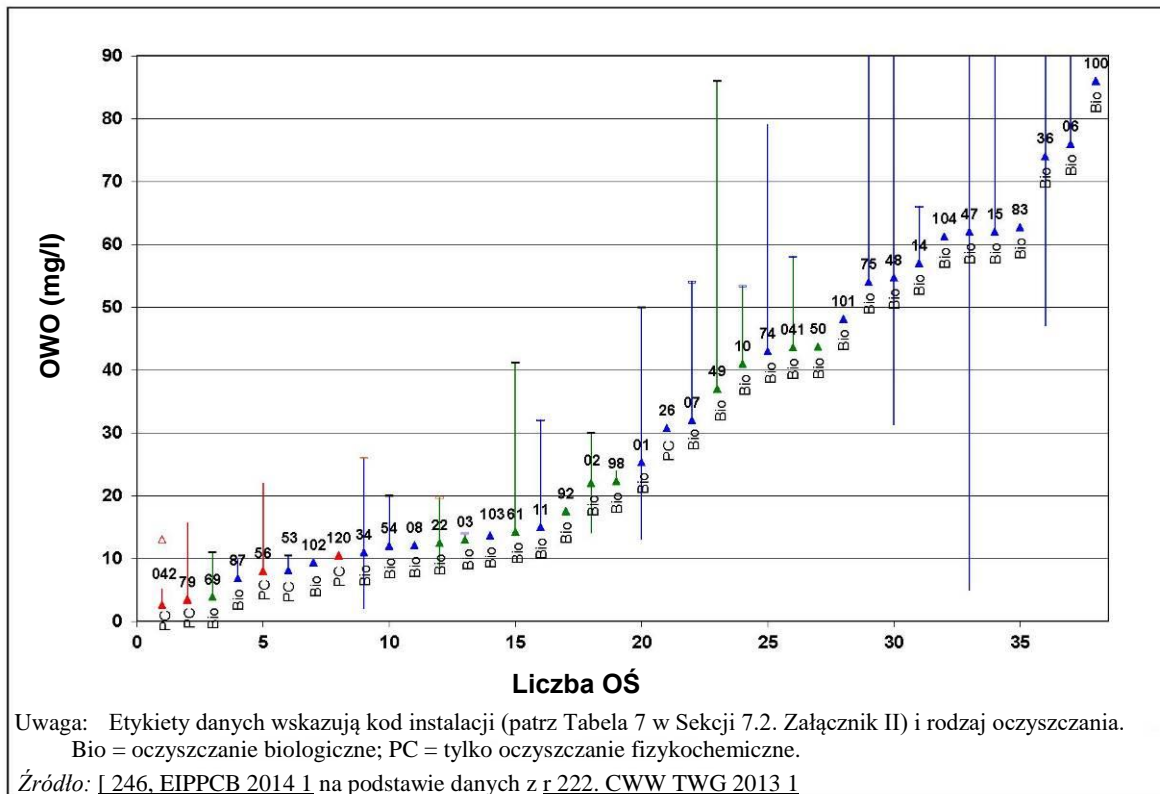
Analiza ogólnego węgla organicznego (OWO) służy do bezpośredniego pomiaru ilości związków organicznych w wodzie. Najbardziej rozpowszechnione metody wykorzystują komorę spalania do całkowitego utlenienia substancji organicznych do dwutlenku węgla, który jest następnie mierzony metodą spektrometryczną. OWO nie obejmuje węgla nieorganicznego. Identyfikacja zmian w normalnych/oczekiwanych stężeniach OWO może być dobrym wskaźnikiem potencjalnych zagrożeń dla systemu oczyszczania ścieków. Dostępne są różne analizatory OWO w instalacji. Istnieje tendencja do zastępowania ChZT za pomocą OWO ze względów ekonomicznych i ekologicznych.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do OWO

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia OWO w ściekach wpływających dla 45 (lub 47%) OŚ, a dla 22 (lub 49%) OŚ podano również wartości OWO w ściekach wpływających (Rysunek 2.10 i Rysunek 2.11). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie, co tydzień lub co dwa tygodnie.



Rysunek 2.10: Średnie stężenia OWO (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)



Rysunek 2.11: Średnie stężenia OWO (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających < 90 mg/l)

Wydajności redukcji dla ładunków podanych dla 19 OŚ mieszczą się w zakresie od 4,1% do 97,7%, ale częściej od 78,3% do 96,9% (od 10 do 90 centyla) z medianą wynoszącą 91,4 %. Wydajności redukcji OWO są podobne do wydajności redukcji ChZT.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji OWO

Techniki są takie same, jak te wskazane w sekcji dotyczącej ChZT (patrz sekcja 2.4.2.1.2).

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości OWO podane dla 29 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,1-4,7, ale częściej o wartość 1,2-2,9 (od 10 do 90 centyla). Wahania ChZT i OWO są podobne.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia). OWO uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 10 mg/l. Międzynarodowe normy dotyczące pomiaru OWO to EN 1484 (1997) i ISO 8245 (1999). Obie normy są wytycznymi do pomiaru OWO przez utlenianie na drodze spalania, dodanie odpowiedniego utleniacza, promieniowanie UV lub jakiegokolwiek inne promieniowanie wysokoenergetyczne. Wytworzony dwutlenek węgla oznacza się bezpośrednio lub po redukcji, a końcowe oznaczanie dwutlenku węgla przeprowadza się za pomocą wielu różnych procedur, na przykład: spektrofotometrii w podczerwieni, miareczkowania, pomiaru przewodności cieplnej, konduktometrii, kulometrii, stosowania czujników wrażliwych na dwutlenek węgla i detekcji płomieniowo-jonizacyjnej. Węgiel nieorganiczny usuwa się przez zakwaszenie i przedmuchiwanie lub oznacza się go osobno. EN 1484 ma zakres zastosowania 0,3-1000 mg/l, a niższa wartość ma zastosowanie jedynie w szczególnych przypadkach, na przykład dla wody pitnej poddawanej pomiarom za pomocą przyrządów zdolnych do pomiaru tych niskich stężeń.

Parametry wpływające na wydajność

Patrz dyskusja pod parametrem ChZT (patrz Sekcja 2.4.2.1.2).

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Patrz dyskusja pod parametrem ChZT (patrz Sekcja 2.4.2.1.2).

2.4.2.1.4 Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu po pięciu dniach (BZT₅)

BZT₅ służy do pomiaru ilości rozpuszczonego tlenu wymaganej lub zużywanej po pięciu dniach w stałej temperaturze dla mikrobiologicznego rozkładu (utleniania) materiału organicznego w wodzie.

Stężenie w ściekach wypływających jest na ogół bardziej istotnym parametrem niż wydajność redukcji.

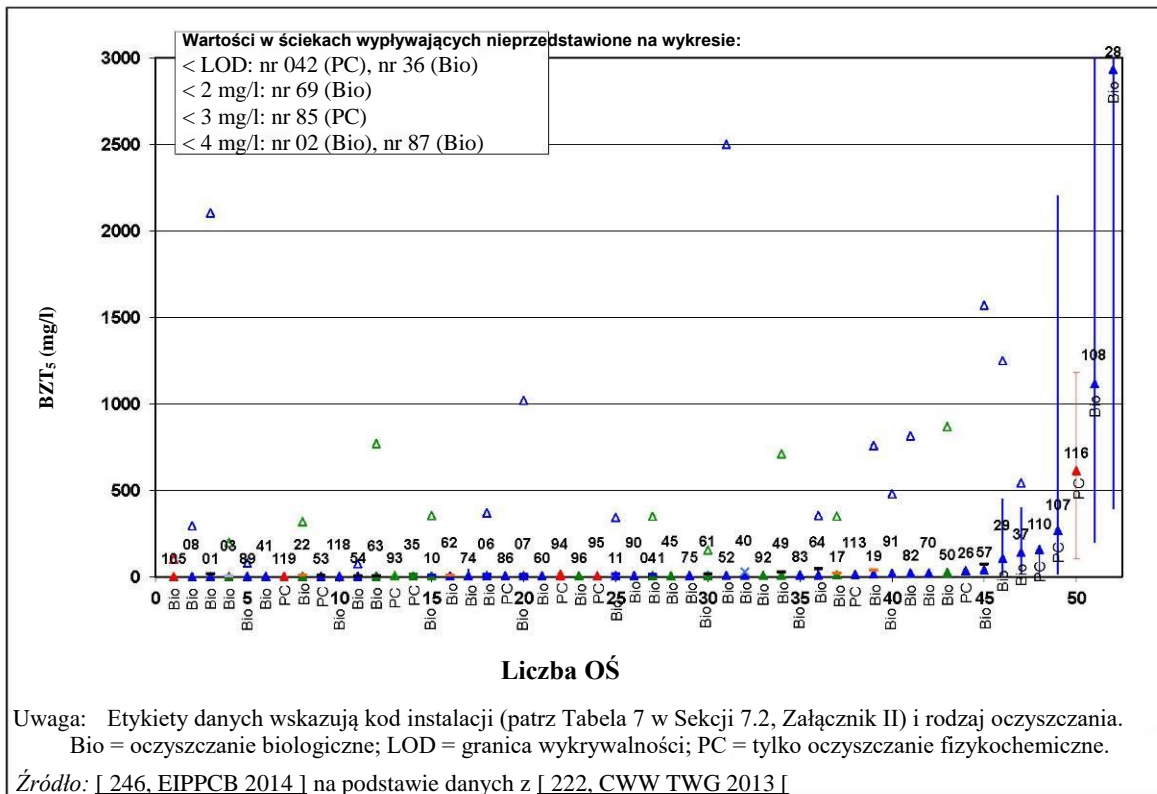
Parametry ChZT i OWO można oznaczyć szybciej niż BZT₅. Ponadto zastosowanie BZT₅ jako parametru opisującego wydajność oczyszczania biologicznego ma pewne wady, takie jak:

- zastosowana metoda monitorowania nie jest bardzo dokładna, biorąc pod uwagę odtwarzalność i zależność metodologiczną (na przykład metoda rozcieńczania w porównaniu z respirometrem);
- wynik analityczny zależy od warunków lokalnych laboratorium, takich jak inokulum zaszczipiające użyte do badania;
- pomiar BZT₅ nie pozwala na przewidywanie wydajności w OŚ; stanowi on jedynie wskazówkę, czy ścieki łatwo ulegają rozkładowi do pewnego stopnia.

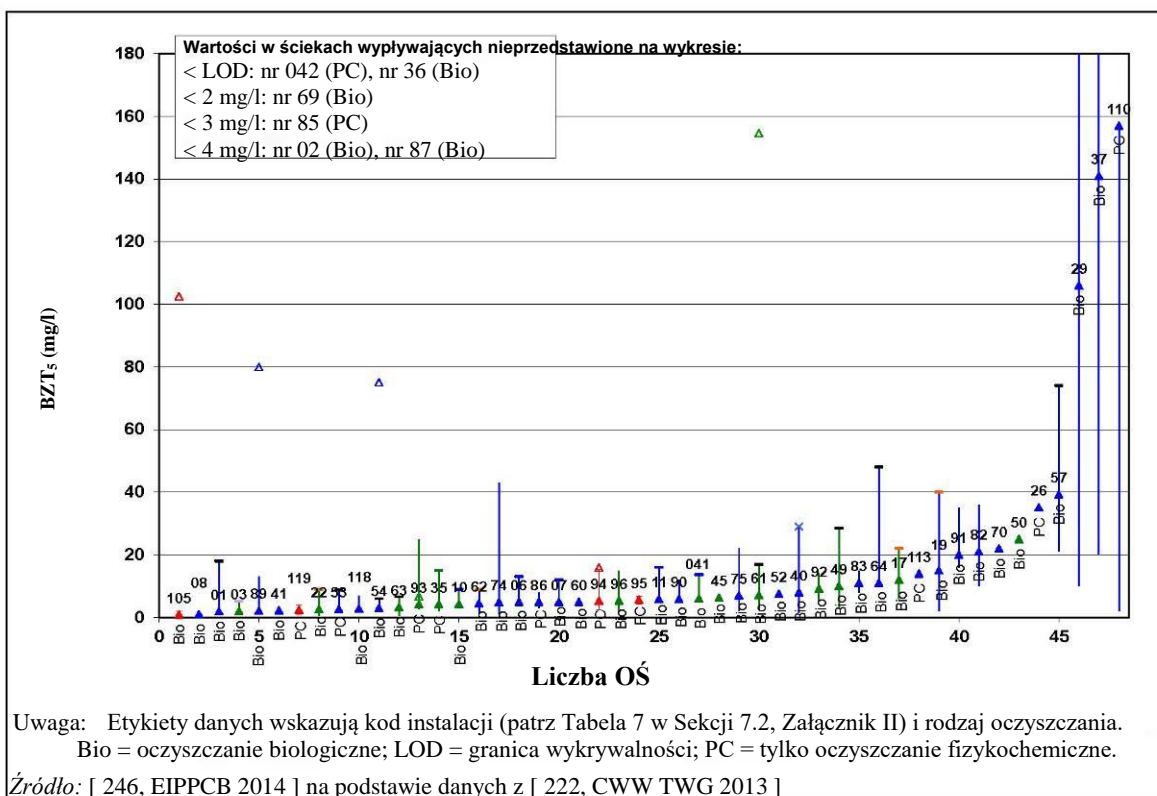
Stosunku BZT₅/OWO w surowych ściekach wypływających nie można stosować, jako parametru operacyjnego dla oczyszczania ścieków, ale daje on przybliżone wskazanie podatności na biodegradację. Z reguły stosunki BZT₅/OWO przed oczyszczaniem wynoszące < 0,2 wskazują na obecność substancji nieorganicznych względnie nieulegających biodegradacji, stosunki między 0,2 a 0,4 wskazują na obecność substancji organicznych ulegających biodegradacji w stopniu umiarkowanym do wysokiego, a stosunki wynoszące > 0,4 wskazują na obecność substancji organicznych ulegających degradacji w stopniu wysokim (patrz Sekcja 3.3.2.3.5). Ponad 90% spośród badanych OŚ oczyszcza ścieki o wartości stosunków BZT₅/OWO > 0,2, tj. ścieki o zawartości substancji organicznych ulegających degradacji w stopniu umiarkowanym do wysokiego. W ściekach wypływających stosunki BZT₅/OWO wynoszą zwykle < 0,2, co wskazuje na ścieki zawierające substancje względnie nieulegające biodegradacji.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do BZT₅

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia BZT₅ w ściekach wypływających dla 58 (lub 61%) OŚ, a dla 36 (lub 62%) OŚ podano również wartości BZT₅ w ściekach wpływających. Sześć wartości dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.12 i Rysunek 2.13). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie, co tydzień lub co dwa tygodnie.



Rysunek 2.12: Średnie stężenia BZT₅ (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)



Rysunek 2.13: Średnie stężenia BZT₅ (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 180 mg/l).

Wydajności redukcji dla ładunków podanych dla 33 OŚ mieszczą się w zakresie od 37,8% do 99,96%, ale częściej od 78,1% do 99,7% (od 10 do 90 centyla) z medianą wynoszącą 97,9%. Wydajności podane dla ładunków i stężeń pasują do zdecydowanej większości przypadków.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji BZT₅

Techniki stosowane do usuwania ChZT (patrz Sekcja 2.4.2.1.2) można zastosować do usuwania również (części) BZT₅, z drugiej strony wstępne oczyszczanie ChZT może w niektórych przypadkach powodować wzrost BZT₅ (przekształcenie substancji nieulegających degradacji w substancje ulegające biodegradacji np. przez częściowe utlenienie). Jedyną techniką, która jest *a priori* przeznaczona do usuwania BZT₅ jest oczyszczanie biologiczne.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości BZT₅ podane dla 43 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,2-9,5, ale częściej o wartość 1,6-5,3 (od 10 do 90 centyla). Wahania BZT₅ są nieco większe niż wahania ChZT i OWO.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) BZT₅ uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 3 mg O₂/l. W Hiszpanii LOQ dla BZT₅ wynosi 8 mg O₂/l. W Szwecji zamiast BZT₅ monitoruje się BZT₇. Istnieją cztery międzynarodowe normy dotyczące pomiaru BZT. EN 1899-1 (1998) i ISO 5815-1 (2003) określają oznaczanie BZT w wodzie przez rozcieńczenie i zaszczepienie z hamowaniem nitrifikacji za pomocą allilotiomocznika. Mają one zastosowanie do wszystkich wód o biochemicznym zapotrzebowaniu tlenu równym 3 mg/l tlenu lub większym (granica oznaczalności) i nieprzekraczającym 6000 mg/l tlenu. EN 1899-2 (1998) i ISO 5815-2 (2003) określają oznaczanie BZT w nierozcieńczonych próbkach wody. Mają one zastosowanie do wartości BZT równych 0,5 mg/l lub większych (granica oznaczalności) i nieprzekraczających 6 mg/l tlenu.

Parametry wpływające na wydajność

Patrz dyskusja odnośnie do oczyszczania biologicznego pod parametrem ChZT (patrz Sekcja 2.4.2.1.2).

Ponieważ BZT₅ < ChZT, monitorowanie BZT₅ nie jest niezbędne, gdy wartości ChZT lub OWO są niskie.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Patrz dyskusja pod parametrem ChZT (patrz Sekcja 2.4.2.1.2). Jedno państwo członkowskie wspomniało, że można oczekiwać, że stężenia BZT₅ w ściekach wypływających/wydajności są mniej zależne od zmienności produkcji niż ChZT/OWO i można je kontrolować przez właściwe działanie samego końcowego oczyszczania.

2.4.2.2 Zawiesina ogólna (TSS)

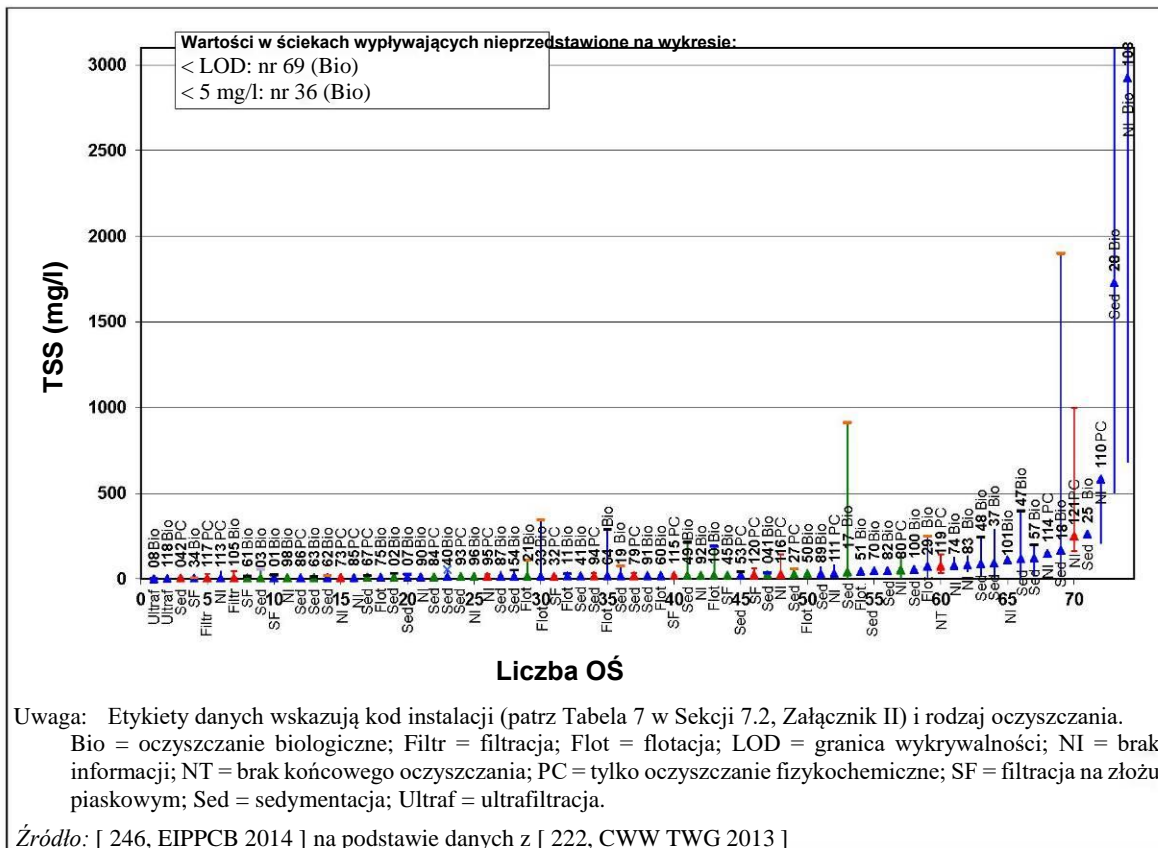
Materiały w zawiesinie zawarto w indykatywnym wykazie substancji, które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji w Załączniku II do IED (2010/75/UE) [5, Dyrektywa 2010/75/EU 2010].

Istnieje kilka powodów, aby połączyć analizę TSS z innymi parametrami. Jeśli usuwanie BZT/ChZT/OWO będzie słabo działało, może to wpłynąć na emisje TSS. Odwrotnie, wysokie wartości TSS mogą być skorelowane z wysokimi stężeniami innych parametrów/powodować je, mianowicie BZT, ChZT/OWO, fosfor ogólny, azot ogólny i metale.

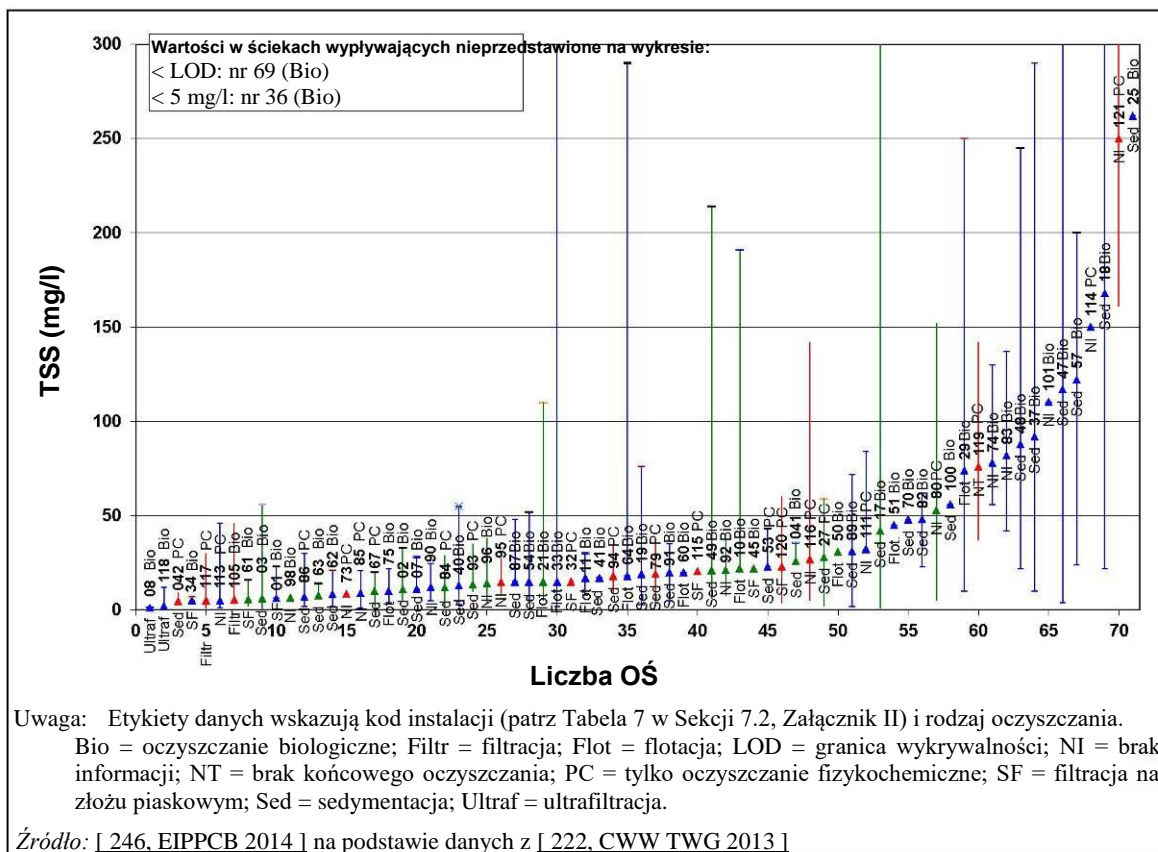
Możliwe jest uzyskanie wyższych wartości TSS w ściekach wypływających niż w ściekach wpływających, na przykład ze względu na wzrost biomasy podczas oczyszczania biologicznego lub ze względu na strącanie związków podczas oczyszczania fizykochemicznego. Zatem w większości przypadków nie ma sensu obliczać wydajności redukcji dla OŚ.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do TSS

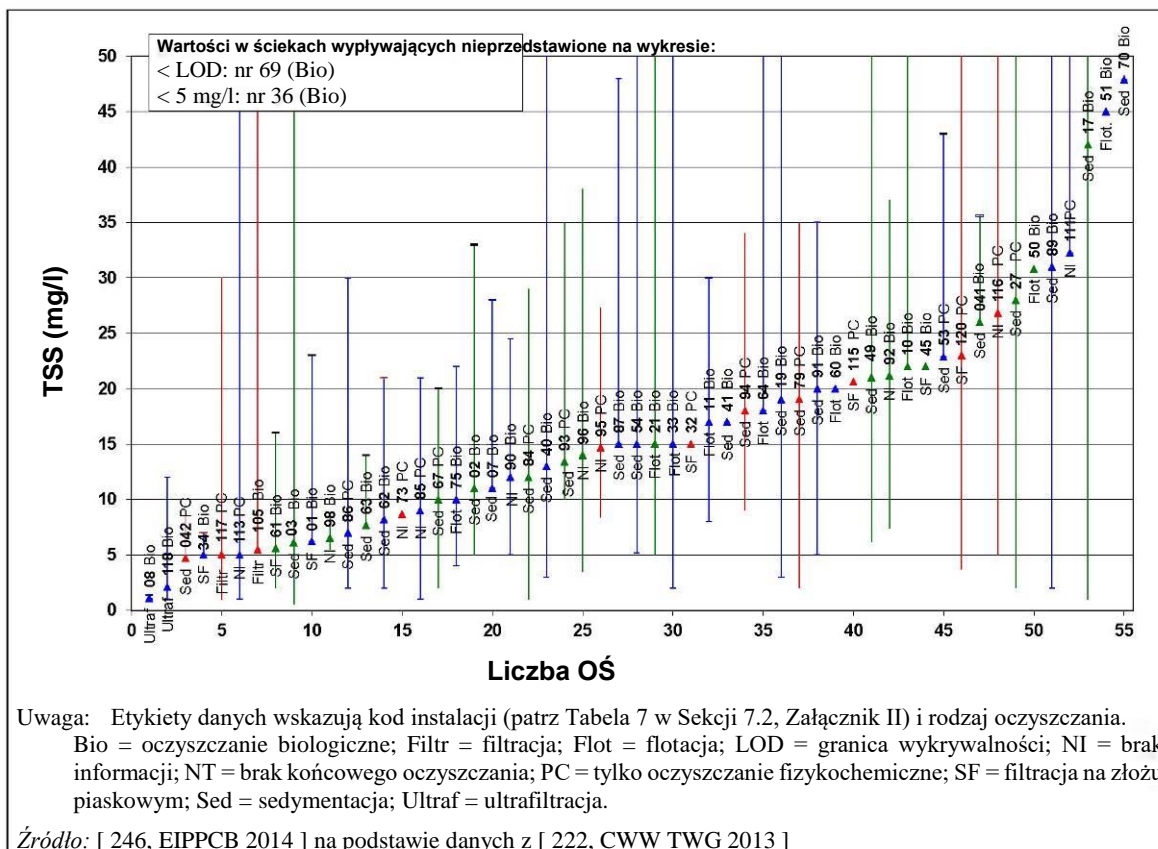
Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości TSS w ściekach wypływających dla 76 (lub 80%) OŚ. Dwie wartości dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.14, Rysunek 2.15, i Rysunek 2.16). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie.



Rysunek 2.14: Średnie stężenia TSS (głównie średnie roczne) w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)



Rysunek 2.15: Średnie stężenia TSS (głównie średnie roczne) w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wypływających < 300 mg/l)



Rysunek 2.16: Średnie stężenia TSS (głównie średnie roczne) w ściekach wyphywających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wyphywających < 50 mg/l)

OŚ wykazujące względnie wysokie wartości BZT₅ i/lub ChZT/OWO w ściekach wyphywających (np. nr 18, nr 25, nr 28, nr 57, nr 108, nr 110) mają tendencję do wyższych emisji TSS.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji TSS

Techniki stosowane do końcowego usuwania cząstek stałych podano w Sekcji 2.2, jak również w Rysunek 2.14, Rysunek 2.15, i Rysunek 2.16. Najczęściej stosuje się sedymentację, a następnie flotację. Filtrację i flotację często poprzedza etap sedymentacji.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości TSS podane dla 58 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,3–23, ale częściej o wartość 1,6–9,2 (od 10 do 90 centyla). Wahania TSS są nieco większe niż wahania ChZT i OWO. Zmiany sezonowe (np. pora deszczowa) oraz oczyszczanie ścieków burzowych (czasami z pobliskiego miasta) mogą powodować większą zmienność w stężeniach TSS w ściekach wyphywających.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) TSS uznaje się za niemożliwą do oznaczenia ilościowego poniżej 2 mg O₂/l. W Hiszpanii LOQ dla TSS wynosi 8 mg/l. W dwóch międzynarodowych normach EN 872 (2005) i ISO 11923 (1997) opisano metodę oznaczania substancji zawieszonych w surowych wodach za pomocą filtracji przez filtry z włókna szklanego. Dolna granica oznaczenia wynosi w obu przypadkach 2 mg/l.

Parametry wpływające na wydajność

Na wydajność technik stosowanych do końcowego usuwania cząstek stałych wpływają właściwości (np. zdolność do osadzania) i stężenie zawieszonych cząstek stałych. Biologiczne OŚ o dużym ładunku BZT₅ (np. niektóre instalacje OFC) zazwyczaj wytwarzają więcej biomasy podczas oczyszczania, a zatem będą wymagać bardziej skomplikowanych technik do osiągnięcia tego samego poziomu emisji TSS, jako biologiczna OŚ przy mniejszych ładunkach BZT₅.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Wydajność OŚ w odniesieniu do usuwania cząstek stałych zależy od stosowanych technik, ale również od właściwości ścieków i warunków eksploatacji instalacji (np. czasu zatrzymania w odstojniku końcowym w przypadku sedymentacji).

Średnie wartości TSS poniżej 25 mg/l osiąga się w OŚ za pomocą filtracji na złożu piaskowym (np. nr 34; 5 mg/l, nr 01: 6 mg/l, nr 61: 6 mg/l, nr 32: 15 mg/l, nr 115: 21 mg/l, nr 45: 22 mg/l i nr 120: 23 mg/l). Instalacje, w których wykorzystuje się ultrafiltrację, jako główny etap usuwania cząstek stałych (często, jako część bioreaktora membranowego) wykazują bardzo niskie wartości TSS w ściekach wypływających (tj. nr 36; < granicy wykrywalności, nr 08: 1 mg/l, nr 118: 2 mg/l i nr 69: < 5 mg/l). W przypadku instalacji nr 41 i nr 70, tylko część ścieków wypływających oczyszcza się za pomocą membran, a zatem emisje TSS są wyższe (odpowiednio 17 mg/l i 48 mg/l).

OŚ z bezpośrednim zrzutem wykorzystujące flotację wykazują tendencję do wyższych wartości TSS w ściekach wypływających (15–120 mg/l), chociaż dziewięć z jedenastu OŚ, w których zgłoszono stosowanie flotacji osiąga średnie poziomy TSS poniżej 35 mg/l (tj. nr 10, nr 11, nr 21, nr 33, nr 35, nr 50, nr 60, nr 64, nr 75), a pięć spośród nich nawet poniżej 20 mg/l (tj. nr 11, nr 21, nr 33, nr 64 i nr 75). Największy rozrzut wartości TSS w ściekach wypływających występuje, gdy stosuje się sedymentację, jako główny etap usuwania cząstek stałych (5–2 900 mg/l). Niemniej jednak, spośród 34 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, w których wykorzystuje się sedymentację i podano wartości emisji TSS, 17 OŚ osiąga średnie wartości TSS poniżej 20 mg/l, a 23 OŚ osiąga średnie wartości TSS poniżej 35 mg/l.

2.4.2.3 Adsorbowalne organicznie związane chlorowce (AOX)

AOX jest parametrem sumarycznym, który wskazuje na ogólny poziom związków halogenoorganicznych (chloru, bromu i jodu) w próbkach wody. Jest to ważne, ponieważ wiele związków halogenoorganicznych jest toksycznych (zwłaszcza grupa chlorowana – dioksyny, furany i polichlorowane związki fenolowe) i/lub trwałych. Jednak jako parametr sumaryczny AOX nie zapewnia informacji o strukturze chemicznej obecnych związków halogenoorganicznych ani o ich toksyczności. Metoda AOX ma tę zaletę, że jest dość prostym pomiarem w porównaniu z alternatywnymi metodami pomiaru poziomów poszczególnych związków, które są złożone i wymagają kosztownych urządzeń. Wysokie stężenia związków organicznych lub chlorków mogą zakłócać pomiar AOX. AOX jest parametrem operacyjnym, tj. procedura pomiarowa określa wynik. Parametru AOX nie można stosować do pomiaru bardzo lotnych związków. Parametr AOX jest głównie związany z wytwarzaniem organicznych związków chemicznych i silikonów.

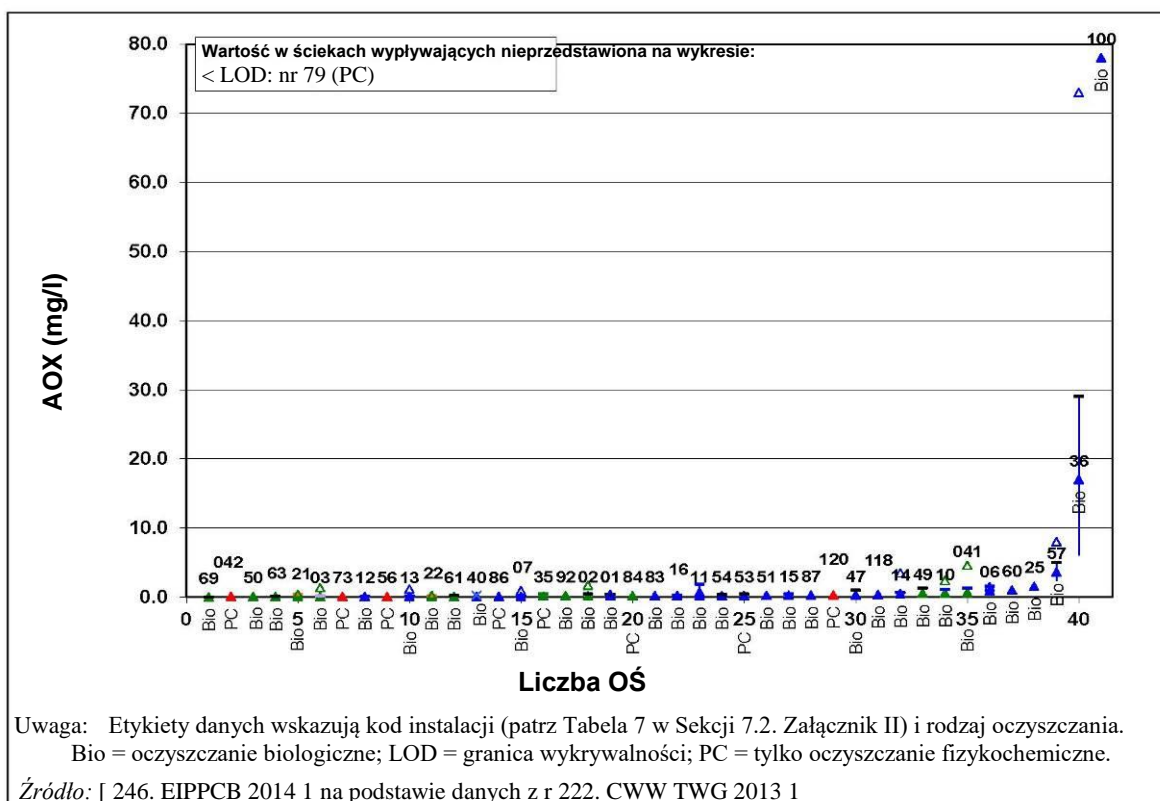
EOX (ekstrahowalne organicznie związane chlorowce jest parametrem sumarycznym, który można stosować alternatywnie do AOX. EOX obejmuje jedynie niepolarne związki organiczne, a zatem wartości AOX są na ogół wyższe niż wartości EOX.

Parametr AOX rutynowo monitorowano w Niemczech od 1980 r., ale w mniejszym stopniu w Austrii, Belgii, Czechach, Francji, Włoszech, Holandii, Polsce, Hiszpanii i Szwecji. Monitorowanie EOX jest stosowane w Belgii, Francji i Holandii.

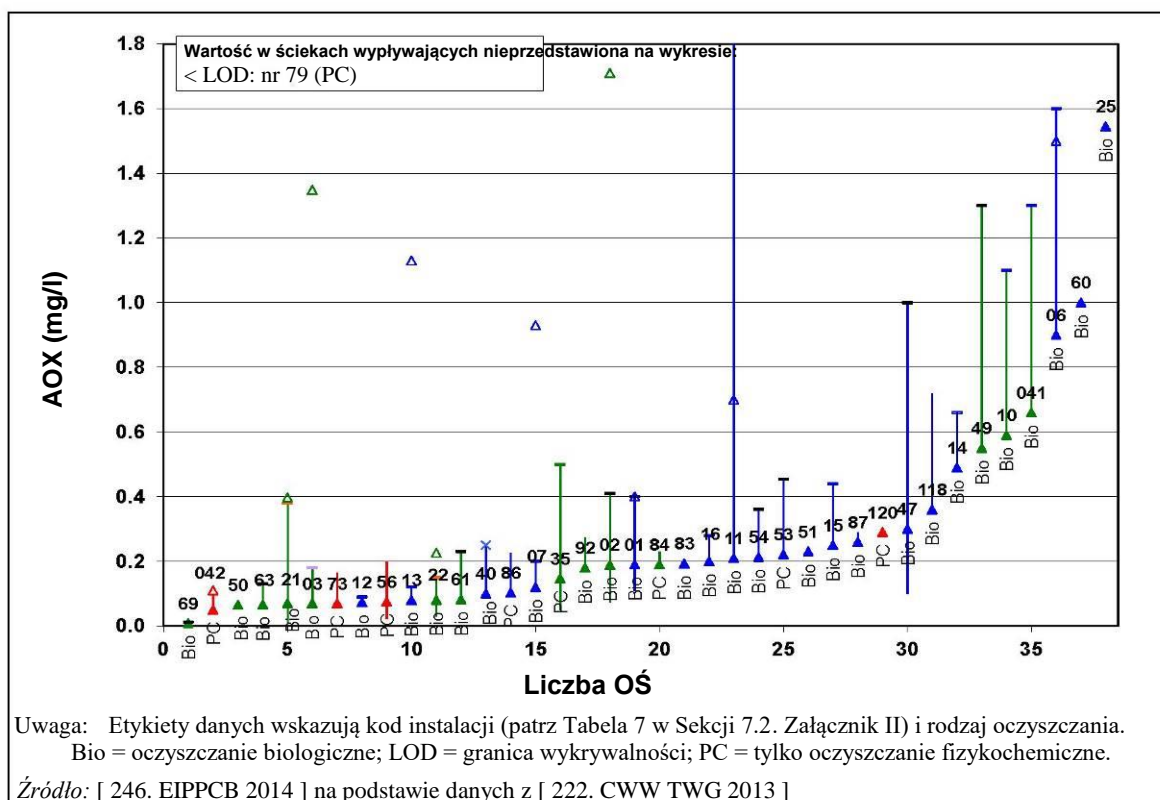
Strumienie ścieków zawierające duże ładunki AOX korzystnie poddaje się wstępnemu oczyszczaniu lub odzyskowi osobno, np. za pomocą utleniania (chemicznego), adsorpcji, filtracji, ekstrakcji, odpędzania (z parą wodną), hydrolizy (w celu poprawy biodegradacji), destylacji, procesów membranowych lub beztlenowego oczyszczania wstępnego.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do AOX

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia AOX w ściekach wypływających dla 42 (lub 44%) OŚ, a dla 15 (lub 36%) OŚ podano również wartości AOX w ściekach wpływających. Jedną wartość dla ścieków wypływających podano poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.17 i Rysunek 2.18). W kilku zakładach zgłoszono wartości lub pomiary EOX poszczególnych związków fluorowcoorganicznych za pomocą chromatografii gazowej. Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie, co tydzień lub co dwa tygodnie.



Rysunek 2.17: Średnie stężenia AOX (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)



Rysunek 2.18: Średnie stężenia AOX (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających < 1,8 mg/l)

Średnie poziomy AOX w ściekach wypływających wynoszą zazwyczaj < 1 mg/l. W czterech OŚ (tj. nr 100 o 78 mg/l, nr 36 o 17 mg/l, nr 57 o 3,6 mg/l i nr 25 o 1,6 mg/l), poziomy emisji AOX wynosiły > 1 mg/l. Instalacja nr 36 wytwarza jodowane rentgenowskie środki kontrastowe, a instalacja nr 6 organiczne chemikalia wysokowartościowe (np. rozjaśniacze optyczne, barwniki, środki przeciwdrobnoustrojowe). W instalacji nr 57 jako środek utleniający podczas wstępnego oczyszczania stosuje się wybielacz.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji AOX

Głównymi technikami redukcji emisji AOX są segregacja i selektywne oczyszczanie wstępne strumieni ścieków z procesów, w których AOX jest problemem.

W ankietach podano poniższe techniki oczyszczania wstępnego (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki):

- utlenianie (tj. nr 07),
- odpędzanie (tj. nr 12, nr 14, nr 15, nr 17, nr 19, nr 21, nr 22, nr 36),
- adsorpcję na węglu aktywnym (tj. nr 13, nr 15, nr 21),
- dekantację (tj. nr 17);
- separację oleju i wody (tj. nr 27);
- destylację (tj. nr 36);

Odnosnie do usuwania AOX w OŚ, podano następujące techniki:

- odpędzanie (tj. nr 27);
- adsorpcję na węglu aktywnym (tj. nr 07, nr 34).

Pewną część AOX usuwa się również podczas oczyszczania końcowego (np. w wyniku biodegradacji lub w wyniku adsorpcji na cząstkach).

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości AOX podane dla 31 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,1-9,0, ale częściej o wartość 1,4-3,2 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) AOX uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 20 µg/l. W Niemczech LOQ dla AOX wynosi 15 µg/l. Najczęściej przyjmowaną metodą monitorowania jest EN ISO 9562 (2004), która zastąpiła normę europejską EN 1485 (1997). Norma określa metodę bezpośredniego oznaczania ilości zwykle 10 µg/l organicznie związanego chloru, bromu i jodu adsorbowanego na węglu aktywnym (zwykle wyrażonego jako chlorki) w wodzie. Ta metoda ma zastosowanie do badania próbek o stężeniach jonów chlorku nieorganicznego niższych niż 1 g/l. Próbkę o wyższych stężeniach rozcieńcza się przed analizą.

Nie istnieje europejska ani międzynarodowa norma dotycząca oznaczania EOX. Normy dla oznaczania EOX to DIN 38408-H8 (1984) w Niemczech, NEN 6402 (1991) we Flandrii (Belgia) i OENORM M 6614 w Austrii. We Flandrii (Belgia) LOQ dla EOX wynosi 5 µg Cl/l.

Parametry wpływające na wydajność

Związki halogenoorganiczne są częścią organicznego ładunku ścieków. Parametr AOX jest zatem częścią ChZT/OWO i, jeśli ulega biodegradacji, również BZT₅. Zatem, patrz dyskusja pod parametrem ChZT w Sekcji 2.4.2.1.2.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Patrz dyskusja pod parametrem ChZT w Sekcji 2.4.2.1.2.

2.4.3 Metale

2.4.3.1 Informacje ogólne

Istotne właściwości metali (ciężkich), które wpływają na oczyszczanie ścieków podano poniżej:

- metale nie ulegają rozkładowi i prawie wszystkie ulegają adsorpcji w osadach lub przechodzą przez biologiczną OŚ;
- wysokie poziomy metali mogą hamować procesy biologiczne w OŚ, ale pewne ich stężenia są potrzebne do wzrostu organizmów;
- duże ładunki metali w osadzie ściekowym powodują problemy z usuwaniem (w przypadku rolniczego wykorzystania osadów ściekowych);
- związki organiczne (zwłaszcza te zawierające azot takie jak EDTA) mogą działać jak chelaty i utrzymywać metale (ciężkie) w roztworze, a nawet mogą uwalniać już stracone metale;
- po uwolnieniu do wody metale z osadów mogą uaktywnić się ponownie w odbiorniku ścieków (rzece lub morzu).

Ścieki z licznych procesów chemicznych zawierają metale, np. są one zawarte w materiałach stosowanych do obróbki chemicznej (surowcach, substancjach pomocniczych i katalizatorach). Korozja rur i urządzeń jest również ważnym źródłem metali (zwłaszcza Cu, Cr, Ni, Zn) w ściekach wypływających w OŚ (w niskich stężeniach, ale często stanowiącym główny wkład dotyczący ładunku).

Metale zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Okresy uśrednienia wykorzystywane do zgłaszania emisji

Częstość pobierania próbek znacznie się różni, od jednego razu na dzień do jednego razu na rok. Zwykle pobierano próbki wyrówkowe lub próbki złożone z krótkiego okres (2–24 h). Okresy uśredniania to jeden rok.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji metali

Głównymi technikami redukcji emisji metali są segregacja i selektywne oczyszczanie wstępne strumieni ścieków z procesów, w których metale są problemem. Podczas biologicznego usuwania ścieków metale można usuwać za pomocą biomasy jako pozytywny efekt uboczny zarówno przez pobór aktywny (bioakumulację) lub pasywną biosorpcję. Stopień usunięcia metali zależy od kilku czynników, na przykład pH, rodzaju i stężenia biomasy i cząstek nieorganicznych oraz stanu chemicznego jonu metalu (stan utlenienia, skompleksowanie).

Parametry wpływające na wydajność

Usuwanie metali jest pozytywnym efektem ubocznym biologicznego oczyszczania ścieków. Zwiększenie stężenia biomasy podczas oczyszczania i redukcja cząstek stałych w ściekach wypływających zwiększają przenoszenie metali do osadu, a zatem zwiększają ich usuwanie. Jest to szczególnie prawdziwe w przypadku tych metali, które mają tendencję do wiązania się z cząstkami.

Związki metaloorganiczne mogą być trudniejsze do usunięcia ze ścieków (zależy to od związków i od składu ścieków). W niesprzyjających warunkach możliwa do osiągnięcia eliminacja może być mniejsza i/lub oczyszczanie może być trudniejsze/droższe.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

W wielu przypadkach OŚ osiągają wysokie wydajności usuwania, a specjalne oczyszczanie wstępne stosuje się tylko w wybranych strumieniach dopływowych.

Uwzględniając, że usuwanie metali jest pozytywnym skutkiem ubocznym i że zastosowane techniki są różnorodnymi połączeniami podstawowych działań, nie można było ustalić żadnego związku między wydajnością, a określonymi technikami.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

Granice wykrywalności i oznaczalności zależą od metody analitycznej, stosowanych przyrządów i odczynników, ale także od obecności przeszkadzających składników (matrycy). Dolne granice zastosowania (LLA) i LOD/LOQ opisano w europejskich (CEN) i międzynarodowych (ISO) normach, ale czasami są one nieaktualne.

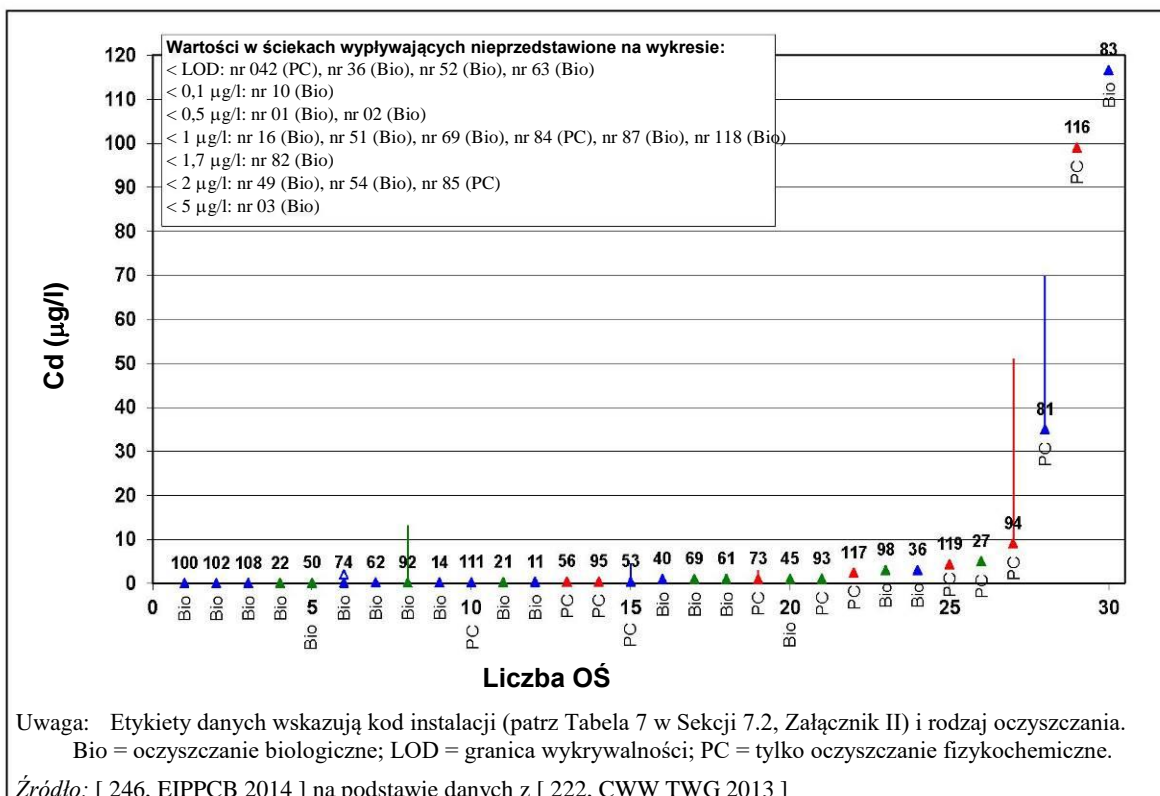
2.4.3.2 Kadm (Cd)

Chociaż zazwyczaj nie oczekuje się, że kadm znajdzie się na wylocie z OŚ, czasami można stwierdzić jego obecność jako zanieczyszczenia np. w ściekach wypływających z produkcji fosforanów (kadm występuje jako pierwiastek śladowy w fosforycie) lub gdy w produkcji stosuje się katalizatory. Oczekuje się, że emisje kadmu w zakładach, w których do procesów nie stosuje się kadmu będą poniżej granicy oznaczalności (tj. < 2 µg/l).

Kadm znajduje się w wykazie niebezpiecznych substancji priorytetowych w Załączniku X do ramowej dyrektywy wodnej [28, Dyrektywa 2000/60/WE 2000]. Substancje z tego załącznika zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do Cd

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia Cd w ściekach wypływających dla 48 (lub 51%) OŚ, a dla 10 (lub 21%) OŚ podano również wartości Cd w ściekach wpływających. Około 18 wartości dla ścieków wpływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.19).



Rysunek 2.19: Średnie stężenia Cd (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy Cd w ściekach wypływających wynoszą zazwyczaj < 1 µg/l. Stężenia w ściekach wypływających > 1 µg/l podano dla OŚ nr 27, nr 36, nr 81, nr 83, nr 94, nr 98, nr 116, nr 117 i nr 119. Instalacja nr 94 wytwarza nawozy. OŚ nr 27, nr 81, nr 83, nr 116 i nr 117 wykazały również wysokie poziomy emisji innych metali, a OŚ nr 83 i nr 119 wykazały również wysokie poziomy emisji TSS (tj. > 35 mg/l).

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji Cd

W ankietach podano poniższe techniki oczyszczania wstępnego i oczyszczania (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki lub końcowych OŚ):

- strącanie i filtracja (z innymi metalami),
- wymiana jonowa (z innymi metalami).

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości Cd podane dla 19 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,0-66, ale częściej o wartość 1,0-6,8 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

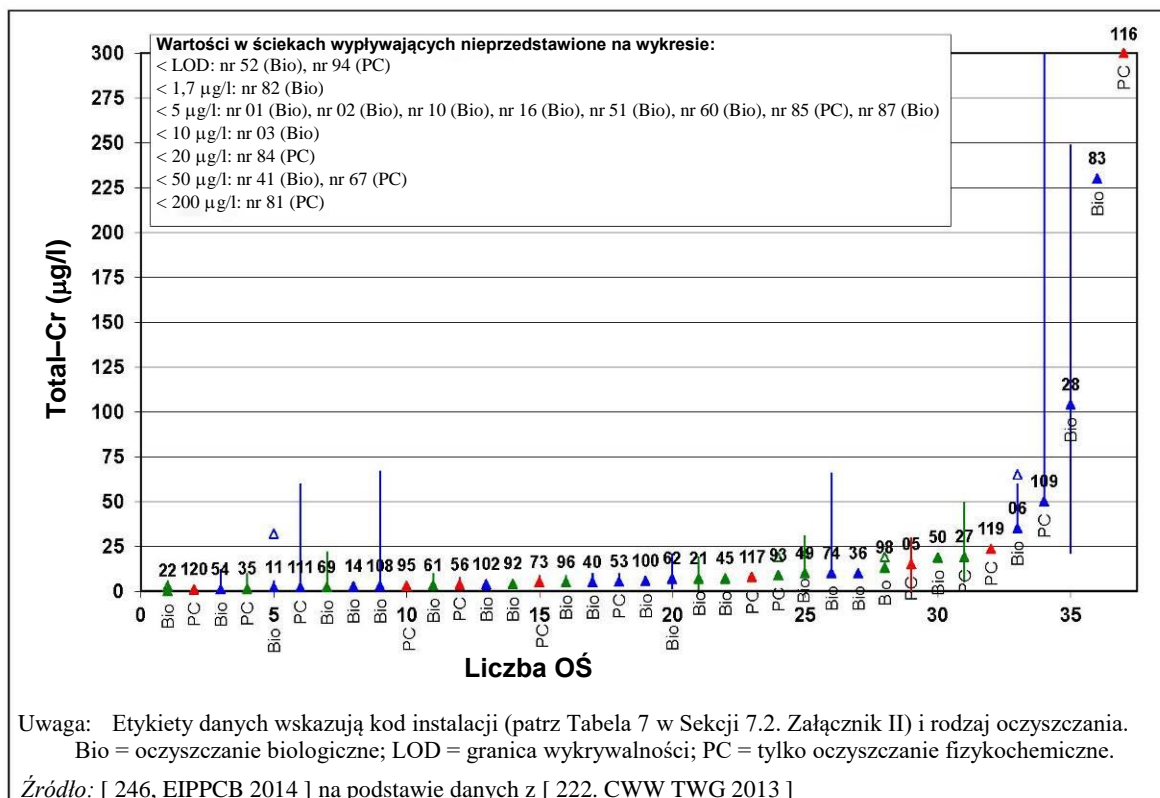
We Flandrii (Belgia), a także we Francji Cd uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 2 µg/l. W Niemczech LOQ dla AOX wynosi 0,01 µg/l na podstawie EN ISO 17294-1. Metody analityczne do pomiaru Cd obejmują optyczną spektrometrię emisyjną sprzężoną z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-OES) o przybliżonej wartości LOQ wynoszącej 0,2 µg/l (EN ISO 11885) i spektrometrię mas sprzężoną z plazmą wzbudzaną indukcyjnie (ICP-MS) o dolnej granicy zastosowania około 0,1 µg/l (EN ISO 17294-1).

2.4.3.3 Chrom całkowity (total-Cr)

Korozja rur i urządzeń jest ważnym źródłem chromu w ściekach wpływających do OŚ. W niektórych zakładach wytwarzanie organicznych związków chromu (np. barwników) jest źródłem chromu w ściekach.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do total-Cr

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia total-Cr w ściekach wpływających dla 53 (lub 55%) OŚ, a dla 12 (lub 23%) OŚ podano również wartości total-Cr w ściekach wpływających. Około 16 wartości dla ścieków wpływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.20).



Rysunek 2.20: Średnie stężenia total-Cr (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy total-Cr w ściekach wpływających wynoszą zazwyczaj ≤ 25 µg/l. Stężenia w ściekach wpływających > 25 µg/l podano dla OŚ nr 06, nr 28, nr 83, nr 109 i nr 116. Instalacja nr 06 wytwarza chromowe barwniki organiczne. OŚ nr 28 nr 83 i nr 116 wykazały również wysokie poziomy emisji innych metali, a OŚ nr 28 i nr 83 wykazały również wysokie poziomy emisji TSS (tj. > 35 mg/l).

Parametr total-Cr można również skutecznie zredukować za pomocą oczyszczania biologicznego; jest to widoczne w OŚ nr 02, nr 11 i nr 22 (wydajność redukcji > 90 %). Jednak w przypadku OŚ nr 06 wydajność redukcji wynosi < 50 % ze względu na obecność organicznych związków chromu.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji total-Cr

W ankietach podano poniższe operacje oczyszczania wstępnego i oczyszczania (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki lub końcowych OŚ):

- strącanie i filtracja (z innymi metalami),
- wymiana jonowa (z innymi metalami),
- systemy osadu czynnego.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości total-Cr podane dla 24 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,076, ale częściej o wartość 1,4-20 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) total-Cr uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 10 µg/l. We Francji LOQ wynosi 5 µg/l dla chromu i związków chromu. W Niemczech LOQ dla total-Cr wynosi 0,5 µg/l na podstawie EN ISO 17294-1. Metody analityczne do pomiaru total-Cr obejmują ICP-OES o przybliżonej wartości LOQ wynoszącej 2 µg/l (EN ISO 11885) i ICP-MS o dolnej granicy zastosowania około 1 µg/l (EN ISO 17294-1).

Chrom VI (Cr VI)

Nie oczekuje się, że chrom VI znajdzie się na wylocie z OŚ.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do Cr VI

Dane dotyczące Cr VI zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród 52 OŚ z bezpośrednim zrzutem uczestniczących w pierwszym badaniu, w przypadku 6 zgłoszono wartości Cr VI w ściekach wypływających. Spośród tych wartości jedna jest typu punktowego, a inne są wartościami podanymi w postaci zakresów (tj. < X lub < LOD). Stężenia Cr VI w ściekach wpływających podano tylko w jednej ankiecie jako < LOD. Zatem nie przeprowadzono żadnych badań wydajności redukcji.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji Cr VI

W ankietach podano redukcję Cr VI do Cr III, a następnie redukcję total-Cr.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

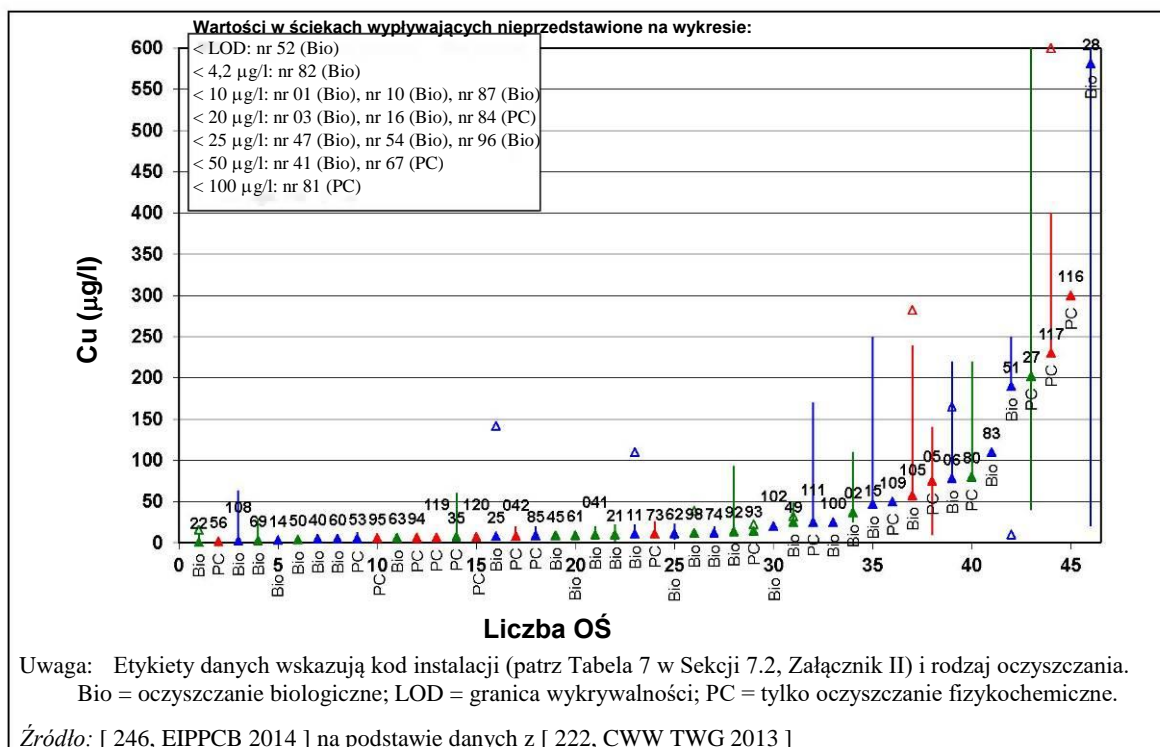
We Flandrii (Belgia) Cr VI uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 10 µg/l. Analityczne metody pomiaru Cr VI obejmują spektrometrię z 1,5-difenylokarbazydem w zakresie stężeń 50–3000 µg/l (ISO 11083) i analizę przepływu (FIA/CFA) w zakresie stężeń 22000 µg/l (EN ISO 23913).

2.4.3.5 Miedź (Cu)

Korozja rur i urządzeń jest ważnym źródłem miedzi w ściekach. W niektórych zakładach wytwarzanie katalizatorów na bazie miedzi, wytwarzanie organicznych związków miedzi (np. barwników) lub stosowanie katalizatorów (np. wytwarzanie dichloroku etylenu przez oksychlorowanie [104, COM 2003]) są źródłem miedzi w ściekach.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do Cu

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia Cu w ściekach wypływających dla 60 (lub 63%) OŚ, a dla 20 (lub 33%) OŚ podano również wartości Cu w ściekach wpływających. Około 14 wartości dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.21).



Rysunek 2.21: Średnie stężenia Cu (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy Cu w ściekach wypływających wynoszą zazwyczaj $\leq 50 \mu\text{g/l}$. Stężenia w ściekach wypływających $> 50 \mu\text{g/l}$ podano dla OŚ nr 05, nr 06, nr 27, nr 28, nr 51, nr 80, nr 83, nr 105, nr 116 i nr 117. Instalacja nr 05 wytwarza katalizatory zawierające miedź, instalacja nr 06 wytwarza barwniki miedziorganiczne, a instalacje nr 27 i nr 80 wytwarzają dichlorek etylenu. OŚ nr 27, nr 28, nr 83, nr 116 i nr 117 wykazały również wysokie poziomy emisji innych metali, a ścieki wypływające z OŚ nr 28, nr 51, nr 80 i nr 83 wykazały również wysokie poziomy emisji TSS (tj. $> 35 \text{ mg/l}$).

W wielu przypadkach oczyszczanie biologiczne można skutecznie stosować do redukcji emisji miedzi; pokazują to OŚ nr 02, nr 11 i nr 22 (wydajność redukcji $> 90 \%$). Jednak w przypadku OŚ nr 06 wydajność redukcji wynosi około 50% ze względu na obecność związków miedziorganicznych.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji Cu

W ankietach podano poniższe operacje oczyszczania wstępnego i oczyszczania (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki lub końcowych OŚ):

- strącanie i filtracja (z innymi metalami),
- wymiana jonowa (z innymi metalami),
- systemy osadu czynnego.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości Cu podane dla 33 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,0-26, ale częściej o wartość 1,1–8,2 (od 10 do 90 centyla). Stosunek maksymalnych stężeń do średnich stężeń jest zwykle wyższy w przypadku instalacji o niższych średnich stężeniach.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) Cu uznaje się za niemożliwą do oznaczenia ilościowego poniżej $25 \mu\text{g/l}$. We Francji LOQ wynosi $5 \mu\text{g/l}$ dla miedzi i związków miedzi. W Niemczech LOQ dla Cu wynosi $0,1 \mu\text{g/l}$ na podstawie EN ISO 17294–1. Metody analityczne do pomiaru Cu obejmują ICP–OES o przybliżonej wartości LOQ wynoszącej $2 \mu\text{g/l}$ (EN ISO 11885) i ICP–MS o dolnej granicy zastosowania około $1 \mu\text{g/l}$ (EN ISO 17294–1).

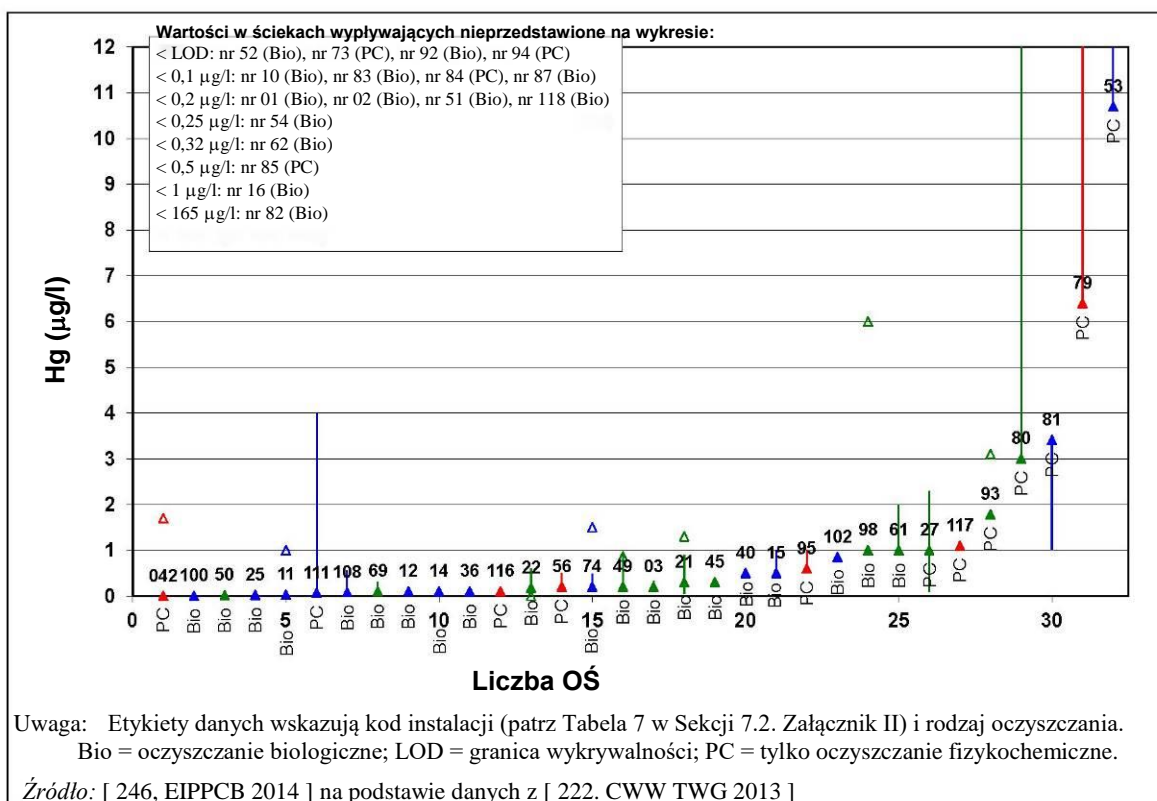
2.4.3.6 Rtęć (Hg)

Wytwarzanie chloru z zastosowaniem techniki ogniwa rtęciowego, jak również zanieczyszczone tereny zakładów mogą być ważnymi źródłami rtęci dla końcowych OŚ. Rtęć może stosunkowo łatwo adsorbować się na osadzie, co należy kontrolować w przypadku, gdy osad ma zostać spalony.

Rtęć znajduje się w wykazie niebezpiecznych substancji priorytetowych w Załączniku X do ramowej dyrektywy wodnej [28, Dyrektywa 2000/60/EC 2000]. Substancje z tego załącznika zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do Hg

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia Hg w ściekach wypływających dla 49 (lub 52%) OŚ, a dla 13 (lub 27%) OŚ podano również wartości Hg w ściekach wpływających. Około 17 wartości dla ścieków wpływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.22).



Rysunek 2.22: Średnie stężenia Hg (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających z OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy Hg w ściekach wpływających wynoszą zazwyczaj $\leq 1 \mu\text{g/l}$. Stężenia w ściekach wypływających $> 1 \mu\text{g/l}$ podano dla OŚ nr 53, nr 79, nr 80, nr 81, nr 93 i nr 117. Technikę ogniwa rtęciowego stosuje się w instalacji nr 80. OŚ nr 81 i OŚ nr 117 wykazały również wysokie poziomy emisji innych metali, a OŚ nr 80 wykazała również wysokie poziomy emisji TSS (tj. $> 35 \text{ mg/l}$).

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji Hg

W ankietach podano poniższe operacje oczyszczania wstępnego i oczyszczania (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki lub końcowych OS):

- strącanie i filtracja,
- wymiana jonowa,
- redukcja za pomocą hydrazyny,
- węgiel aktywny.
- systemy osadu czynnego połączone ze spalaniem osadu/oczyszczaniem gazów odlotowych.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości Hg podane dla 18 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,0-57, ale częściej o wartość 1,4-6,6 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia). Hg uznaje się za niemożliwą do oznaczenia ilościowego poniżej $0,25 \mu\text{g/l}$. We Francji LOQ wynosi $0,5 \mu\text{g/l}$ dla rtęci i związków rtęci. W Niemczech LOQ dla Hg wynosi $0,01 \mu\text{g/l}$ na podstawie EN ISO 17852 i $0,1 \mu\text{g/l}$ na podstawie EN 1483. Analityczne metody pomiaru Hg obejmują atomową spektrometrię fluorescencyjną w zakresie stężeń $0,01\text{--}10 \mu\text{g/l}$ (ISO 17852) i atomową spektrometrię absorpcyjną zimnych par w zakresie stężeń $0,1\text{--}10 \mu\text{g/l}$ (EN 1483).

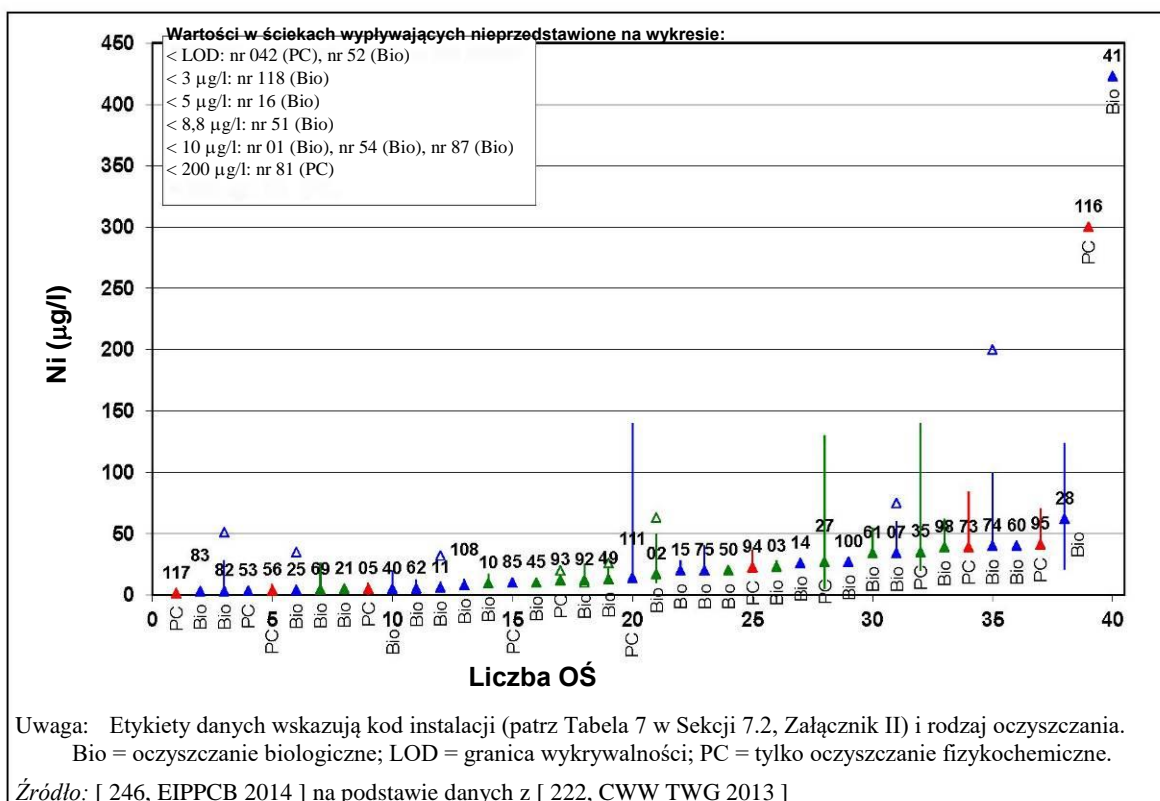
2.4.3.7 Nikiel (Ni)

Korozja rur i urządzeń wraz z użyciem katalizatorów na bazie niklu są ważnymi źródłami niklu. W niektórych zakładach źródłami emisji niklu są również płuczki gazowe używane w procesie/ścieki z wytwarzania ciężkich olejów opałowych lub katalizatorów. Nikiel w postaci rozpuszczalnej jest trudniejszy do usunięcia.

Nikiel znajduje się w wykazie niebezpiecznych substancji priorytetowych w Załączniku X do ramowej dyrektywy wodnej [28, Dyrektywa 2000/60/EC 2000]. Substancje z tego załącznika zawarto w intrykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do Ni

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia Ni w ściekach wypływających dla 49 (lub 52%) OŚ, a dla 13 (lub 27%) OŚ podano również wartości Ni w ściekach wpływających. Dziewięć wartości dla ścieków wpływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.23).



Rysunek 2.23: Średnie stężenia Ni (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających z OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy Ni w ściekach wpływających wynoszą zazwyczaj ≤ 50 µg/l. Stężenia w ściekach wpływających > 50 µg/l podano dla OŚ nr 28, nr 41 i nr 116. OŚ nr 28 i OŚ nr 116 wykazały również wysokie poziomy emisji innych metali, a ścieki wpływające z OŚ nr 28 wykazały również wysokie poziomy emisji TSS (tj. > 35 mg/l).

Nikiel jest w pewnym stopniu zredukowany przez oczyszczanie biologiczne, jednak mniej niż miedź lub chrom. Jest to widoczne w OŚ nr 02, nr 07 i nr 11 (wydajność redukcji około 50–80%).

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji Ni

W ankietach podano poniższe operacje oczyszczania wstępnego i oczyszczania (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki lub końcowych OS):

- strącanie i filtracja (z innymi metalami),
- wymiana jonowa (z innymi metalami),
- filtracja (nikiel Raneya),
- systemy osadu czynnego.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości Ni podane dla 28 OS różnią się od średniej o wartość 1,0-10, ale częściej o wartość 1,3-5,1 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

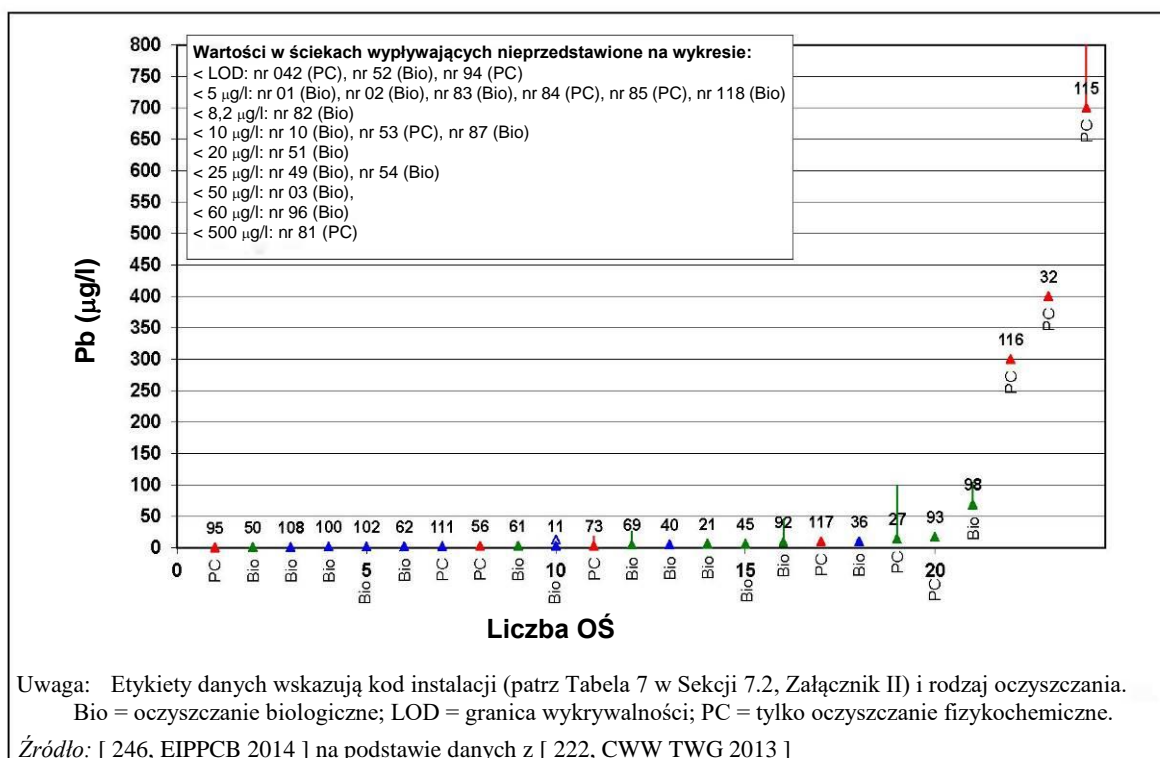
We Flandrii (Belgia), a także we Francji Ni uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 10 µg/l. W Niemczech LOQ dla Ni wynosi 1 µg/l na podstawie EN ISO 17294-1. Metody analityczne do pomiaru Ni obejmują ICP-OES o przybliżonej wartości LOQ wynoszącej 2 µg/l (EN ISO 11885) i ICP-MS o dolnej granicy zastosowania około 1 µg/l (EN ISO 17294-1).

2.4.3.8 Ołów (Pb)

Ołów znajduje się w wykazie niebezpiecznych substancji priorytetowych w Załączniku X do ramowej dyrektywy wodnej [28, Dyrektywa 2000/60/EC 2000]. Substancje z tego załącznika zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Przegląd wydajności OS w stosunku do Pb

Spośród całkowitej liczby 95 OS z zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia Pb w ściekach wypływających dla 43 (lub 45%) OS, a dla 9 (lub 21%) OS podano również wartości Pb w ściekach wpływających. Około 19 wartości dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia lub poniżej granicy wykrywalności (Rysunek 2.24).



Uwaga: Etykiety danych wskazują kod instalacji (patrz Tabela 7 w Sekcji 7.2, Załącznik II) i rodzaj oczyszczania. Bio = oczyszczanie biologiczne; LOD = granica wykrywalności; PC = tylko oczyszczanie fizykochemiczne.

Źródło: [246, EIPPCB 2014] na podstawie danych z [222, CWW TWG 2013]

Rysunek 2.24: Średnie stężenia Pb (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających z OS z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy Pb w ściekach wypływających wynoszą zazwyczaj $\leq 10 \mu\text{g/l}$. Stężenia w ściekach wypływających $> 10 \mu\text{g/l}$ podano dla OŚ nr 27, nr 32, nr 93, nr 98, nr 116, nr 115 i nr 116. Instalacja nr 32 wytwarza stabilizatory PCW na bazie ołowiu, a w instalacji nr 115 miesza się stabilizatory Ca-, Pb-, i Zn-organiczne. OŚ nr 27 i nr 116 wykazały również wysokie poziomy emisji innych metali.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji Pb

W ankietach podano poniższe operacje oczyszczania wstępnego i oczyszczania (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki lub końcowych OŚ):

- strącanie węglanem sodu,
- systemy osadu czynnego.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości Pb podane dla 15 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,0-7,1, ale częściej o wartość 1,2-5,9 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

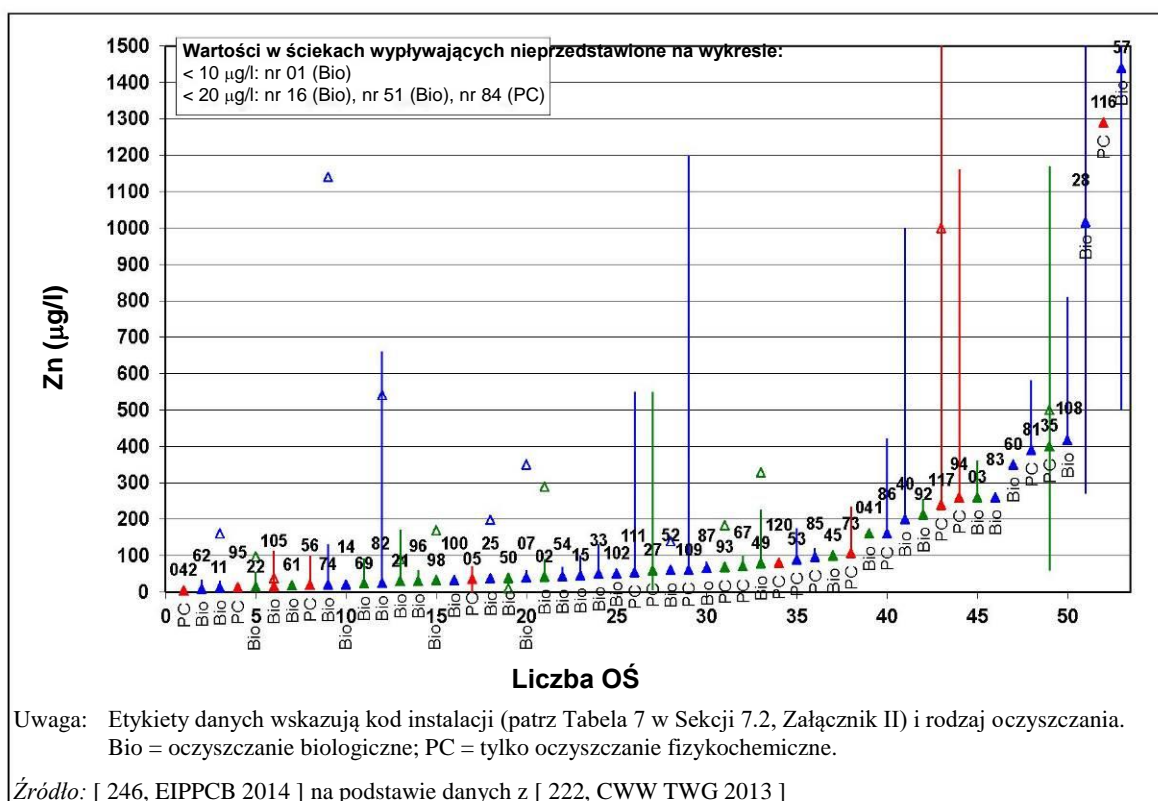
We Flandrii (Belgia) Pb uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej $25 \mu\text{g/l}$. We Francji LOQ wynosi $5 \mu\text{g/l}$ dla ołowiu i związków ołowiu. W Niemczech LOQ dla Pb wynosi $0,1 \mu\text{g/l}$ na podstawie EN ISO 17294-1. Metody analityczne do pomiaru Pb obejmują ICP-OES o przybliżonej wartości LOQ wynoszącej $5 \mu\text{g/l}$ (EN ISO 11885) i ICP-MS o dolnej granicy zastosowania około $0,1 \mu\text{g/l}$ (EN ISO 17294-1).

2.4.3.9 Cynk (Zn)

Ważnym źródłem cynku jest korozja rur i urządzeń (izolacji zbiorników, dachów budynków). Surowce są również źródłem cynku, który ostatecznie może zostać uwolniony do wody. Emisje cynku mogą również pochodzić z produkcji wiskozy [106, COM 2007] lub z jej zastosowania jako inhibitora korozji w układach chłodzenia [114, COM 2001].

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do Zn

Spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia Zn w ściekach wypływających dla 57 (lub 60%) OŚ, a dla 19 (lub 33%) OŚ podano również wartości Zn w ściekach wpływających. Cztery wartości dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia (Rysunek 2.25).



Rysunek 2.25: Średnie stężenia Zn (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i odpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy Zn w ściekach wpływających wynoszą zazwyczaj ≤ 300 µg/l. Stężenia w ściekach wpływających > 300 µg/l podano dla OŚ nr 28, nr 35, nr 57, nr 60, nr 81, nr 108 i nr 116. W instalacji nr 35 większość emisji Zn pochodzi ze skażonej wody gruntowej. OŚ nr 28, nr 81 i nr 116 wykazały również wysokie poziomy emisji innych metali.

Cynk jest w pewnym stopniu redukowany przez oczyszczanie biologiczne, jednak mniej niż miedź lub chrom. Jest to widoczne w OŚ nr 02, nr 07, nr 11, nr 21, nr 22 i nr 49 (wydajność redukcji około 50-90 %).

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji Zn

W ankietach podano poniższe operacje oczyszczania wstępnego i oczyszczania (przeprowadzane w instalacji(ach), z których pochodzą ścieki lub końcowych OŚ):

- strącanie i filtracja (z innymi metalami),
- wymiana jonowa (z innymi metalami),
- systemy osadu czynnego.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości Zn podane dla 39 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,2–27, ale częściej o wartość 1,4–8,6 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) Zn uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 25 µg/l. We Francji LOQ wynosi 10µg/l dla cynku i związków cynku. W Niemczech LOQ dla Zn wynosi 1 µg/l na podstawie EN ISO 1729411885. Metody analityczne do pomiaru Zn obejmują ICP–OES o przybliżonej wartości LOQ wynoszącej 1 µg/l (EN ISO 11885) i ICP–MS o dolnej granicy zastosowania około 1 µg/l (EN ISO 17294–1). Operator OŚ nr 57 wskazał granicę oznaczalności dla cynku wynoszącą 50 µg/l.

2.4.4 Związki azotu

2.4.4.1 Informacje ogólne

Chociaż azot jest niezbędny dla żywych organizmów, nadmierne stężenia pewnych związków azotu w wodzie mogą prowadzić do znaczących problemów środowiskowych (eutrofizacja). Jednak azot, podobnie, jak fosfor i węgiel, jest potrzebny w biologicznych procesach oczyszczania ścieków, aby organizmy rozkładające ładunek organiczny mogły się rozmnażać. Kiedy ścieki przemysłowe nie zawierają wystarczającej ilości azotu do optymalnego wzrostu organizmów, przeprowadza się dodawanie azotu nieorganicznego. Stosunek stężeń BZT₅/N/P wynoszący 100/5/1 często uznaje się za optymalny do tlenowego oczyszczania ścieków. Dla etapów oczyszczania beztlenowego, stosunek BZT₅/N/P = 100/0,5/0,1 [1, Metcalf i Eddy 1991].

Związki azotu, a w szczególności azotany zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Związki zawierające azot mogą pochodzić z wytwarzania organicznych produktów chemicznych (np. farmaceutyków, polimerów), nieorganicznych produktów chemicznych (np. nawozów) lub z surowców wykorzystywanych w procesie (np. wód gruntowych zanieczyszczonych azotanami).

Pomiar parametrów związanych z azotem (tj. azot ogólny, azot ogólny nieorganiczny, amoniak/amon, azotany (V) i azotany (III)) jest bardzo wrażliwy na pobieranie próbek i metody analityczne (co nie ma tak dużego znaczenia w przypadku ChZT lub OWO).

Usuwanie azotu podlega większej zmienności podczas eksploatacji. Mechanizm nitrifikacji jako autotroficzny oparty jest na bardzo wrażliwych i wolno rosnących bakteriach w porównaniu do heterotroficznej degradacji ChZT/OWO. W związku z tym zmienność od wartości maksymalnej do średniej będzie znacznie wyższa w porównaniu do na przykład wydajności ChZT lub OWO.

W zależności od ścieków wpływających, obecność nieorganicznych związków azotu jest częściowo skutkiem procesu oczyszczania biologicznego. Zatem, w przypadku NH₄-N, NO₂-N i NO₃-N stężenie w ściekach wypływających jest na ogół odpowiedniejszym parametrem niż wydajność redukcji.

2.4.4.2 Azot ogólny (TN) i azot ogólny nieorganiczny (N_{inorg})

Parametr azot ogólny (TN) obejmuje wolny amoniak i amon (NH₄-N), azotany (III) (NO₂-N), azotany (V) (NO₃-N) i organiczne związki azotu. Nie uwzględnia on rozpuszczonego azotu cząsteczkowego (N₂). TN często mierzy się przez spalanie, a następnie analizę tlenków azotu metodą chemiluminescencyjną (tj. azot ogólny związany = TN_b, np. według EN 12260) lub przez utlenianie za pomocą nadtlenodisiarczanu, a następnie mokrą analizę chemiczną azotanów (metoda Koroleffa, np. według EN ISO 11905-1). TN można także oznaczyć sumując poszczególne stężenia azotu ogólnego Kjeldahla (TKN), NO₂-N i NO₃-N.

Parametr azot ogólny nieorganiczny (N_{inorg}) obejmuje wolny amoniak i amon (NH₄-N), azotany (III) (NO₂-N) i azotany (V) (NO₃-N). N_{inorg} zazwyczaj oznacza się sumując poszczególne stężenia NH₄-N (np. zmierzone według EN ISO 11732), NO₂-N (np. zmierzone według EN ISO 10304-1, EN ISO 13395 lub EN 26777) i NO₃-N (np. zmierzone według EN ISO 10304-1 lub EN ISO 13395). Pomiar azotanów (III) jest trudniejszy niż pomiar jonów amonowych lub azotanów (V) ze względu na ich nietrwałość i niskie stężenia, które zwykle występują w ściekach wypływających.

Parametr azot ogólny Kjeldahla (TKN) obejmuje wolny amoniak i amon (NH₄-N) i organiczne związki azotu. TKN mierzy się przez mineralizację próbki kwasem siarkowym, a następnie odpędzenie amoniaku. Ten ostatni jest absorbowany w roztworze kwasu borowego i miareczkowany (np. według EN 25663). Organicznie związanego azotu w postaci azydków, azyn, związków azowych,

hydrazonów, azotynów (III), nitrozwiązków, związków nitrozowych, oksymów, semikarbazonów nie oznacza się ilościowo [99, CEN 1993].

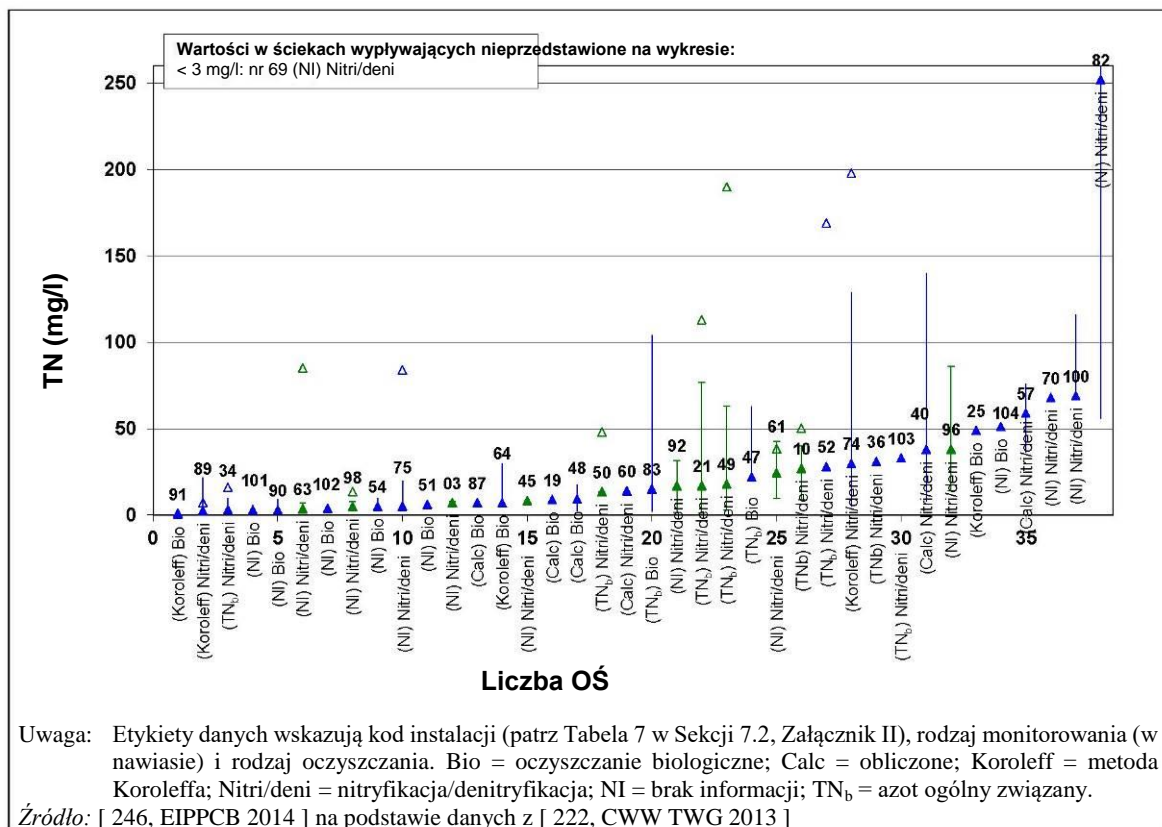
Z podanych wyżej definicji wynika w sposób oczywisty, że parametry TN, N_{inorg} i TKN nie są równoważne; zatem wyniki analityczne nie są porównywalne. Według definicji, obowiązują poniższe zależności: $TN \geq N_{inorg}$ i $TN \geq TKN$. W przypadku OŚ, dla których podano zarówno dane dotyczące TN i N_{inorg} dla ścieków wypływających (23 spośród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim) stosunki TN/N_{inorg} wynosiły od 0,65 do 2,68 (mediana 1,3). Wartości mniejsze niż jeden są teoretycznie niemożliwe i spowodowane niepewnością pomiaru. Stosunek ten staje się wyższy wraz ze wzrostem udziału organicznie związanego azotu. W przypadku OŚ nr 70 stwierdzono, że wysoki stosunek 2,68 jest spowodowany obecnością ogniotrwałych związków organicznych pochodzących z procesów fermentacyjnych.

Badania przeprowadzone dla niemieckiego Federalnego Urzędu Ochrony Środowiska (UBA DE) dotyczące różnych sektorów przemysłu wykazały, że stosunek TN/N_{inorg} mieścił się zazwyczaj w zakresie 1,0-1,4 (mediana 1,2; 763 próbki z 38 strumieni ścieków wypływających) [97, Braun i wsp. 1999].

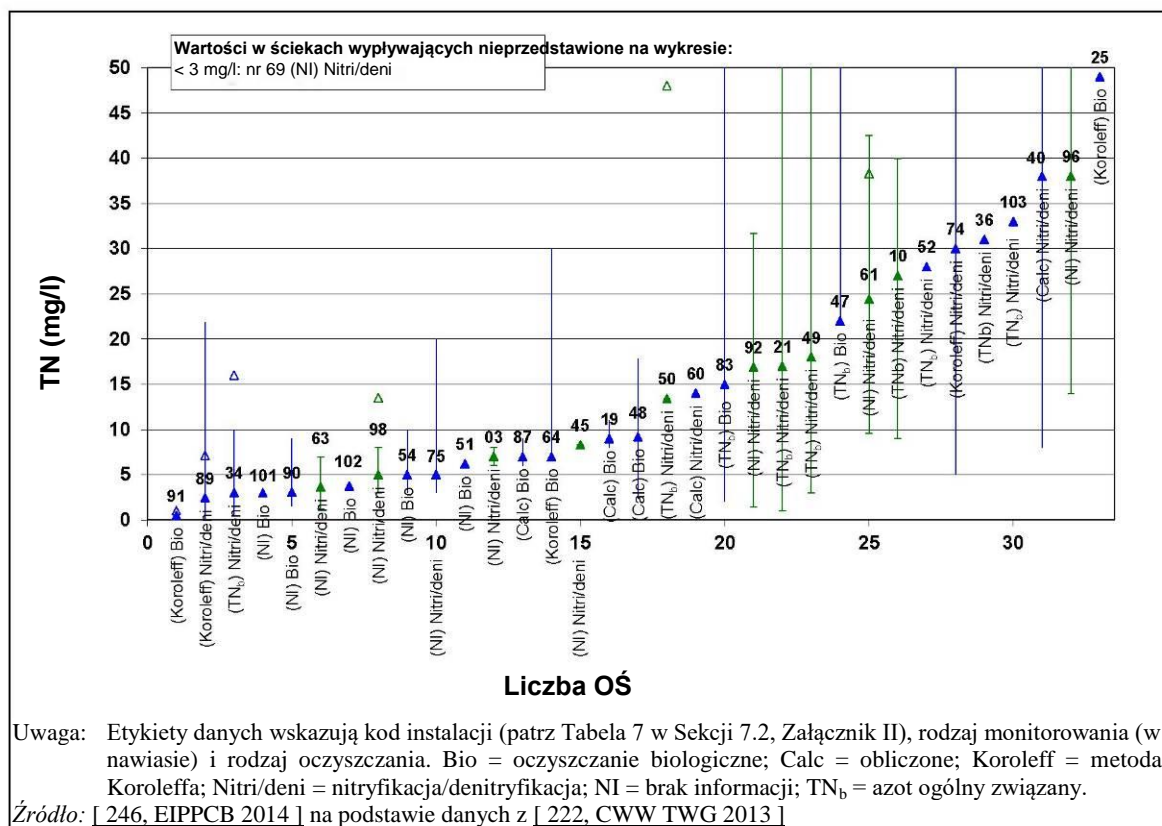
W UE niektóre kraje członkowskie stosują parametr TN w celu ustalenia warunków pozwoleń, natomiast inne stosują parametr N_{inorg} . Oba parametry wykazują zalety i wady. N_{inorg} jest na ogół trudniejsze do określenia, ponieważ trzeba zmierzyć trzy indywidualne parametry NH_4-N , NO_2-N i NO_3-N . W przeciwieństwie do tego TN można wyznaczyć za pomocą jednego pomiaru i w połączeniu z OWO. W porównaniu do N_{inorg} , TN obejmuje również organicznie związany azot, który może przyczyniać się do eutrofizacji. Jednak ogólnie uważa się, że zdolność eutrofizacji organicznie związanego azotu jest mniejsza niż cząstek nieorganicznego azotu, a niektóre organiczne związki azotu słabo ulegają biodegradacji (np. EDTA). Zatem parametr TN potencjalnie zawyża ilość azotu ulegającego biodegradacji, a parametr N_{inorg} potencjalnie ją zaniża [150, Seitzinger i Sanders 1997]. W odniesieniu do technik stosowanych do usuwania azotu, uważa się, że N_{inorg} jest lepszym parametrem do oceny wydajności nitryfikacji/denitryfikacji, a TN dodatkowo odzwierciedla wydajność amonifikacji i dowolnego rodzaju wstępnego oczyszczania organicznych związków azotu słabo ulegających biodegradacji.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do TN

Spośród całkowitej liczby 63 OŚ ze zrzutem bezpośrednim i oczyszczaniem biologicznym, podano wartości stężenia TN w ściekach wypływających dla 39 (lub 62%) OŚ, a dla 21 (lub 54%) OŚ podano również wartości TN w ściekach wpływających. Jedną wartość dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia (Rysunek 2.26 i Rysunek 2.27). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie.



Rysunek 2.26: Średnie stężenia TN (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono wszystkie biologiczne OŚ)



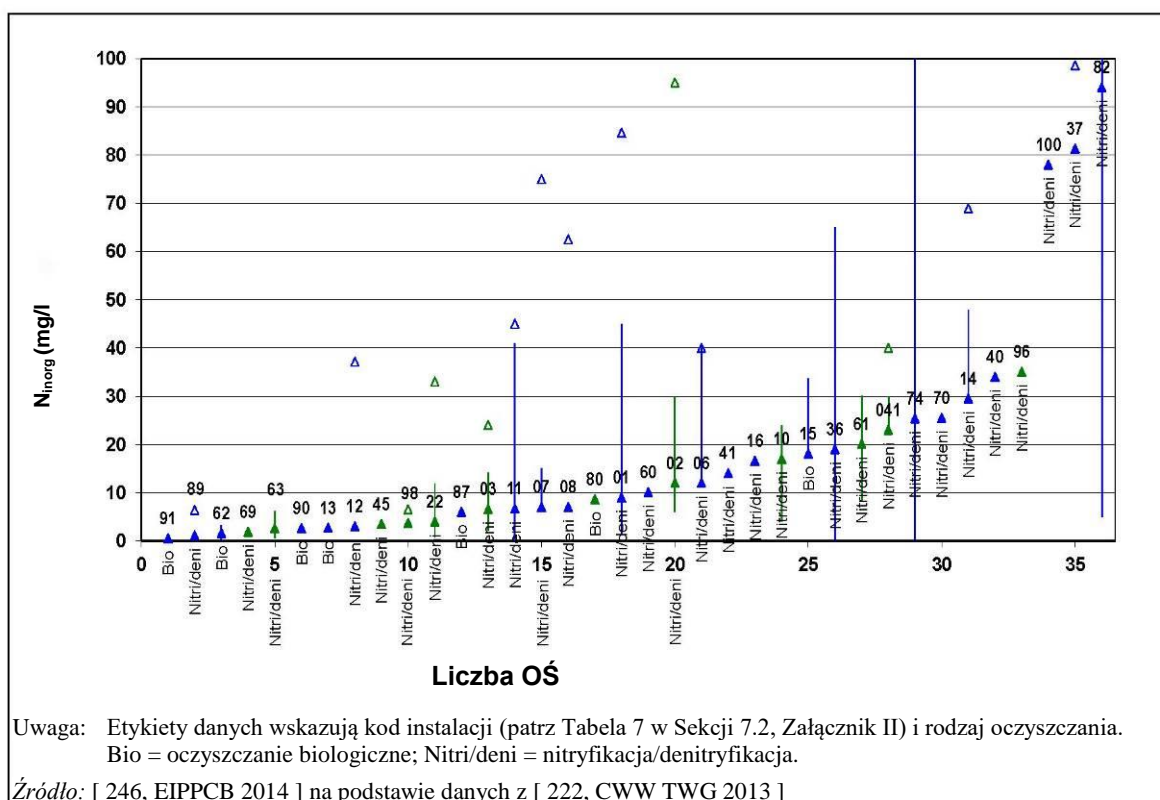
Rysunek 2.27: Średnie stężenia TN (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono jedynie biologiczne OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 50 mg/l)

Biologiczne OŚ wykazujące względnie wysokie wartości BZT₅ i/lub TSS w ściekach wypływających (np. nr 25, nr 57, nr 70, nr 82, nr 100) mają tendencję do wyższych emisji TN.

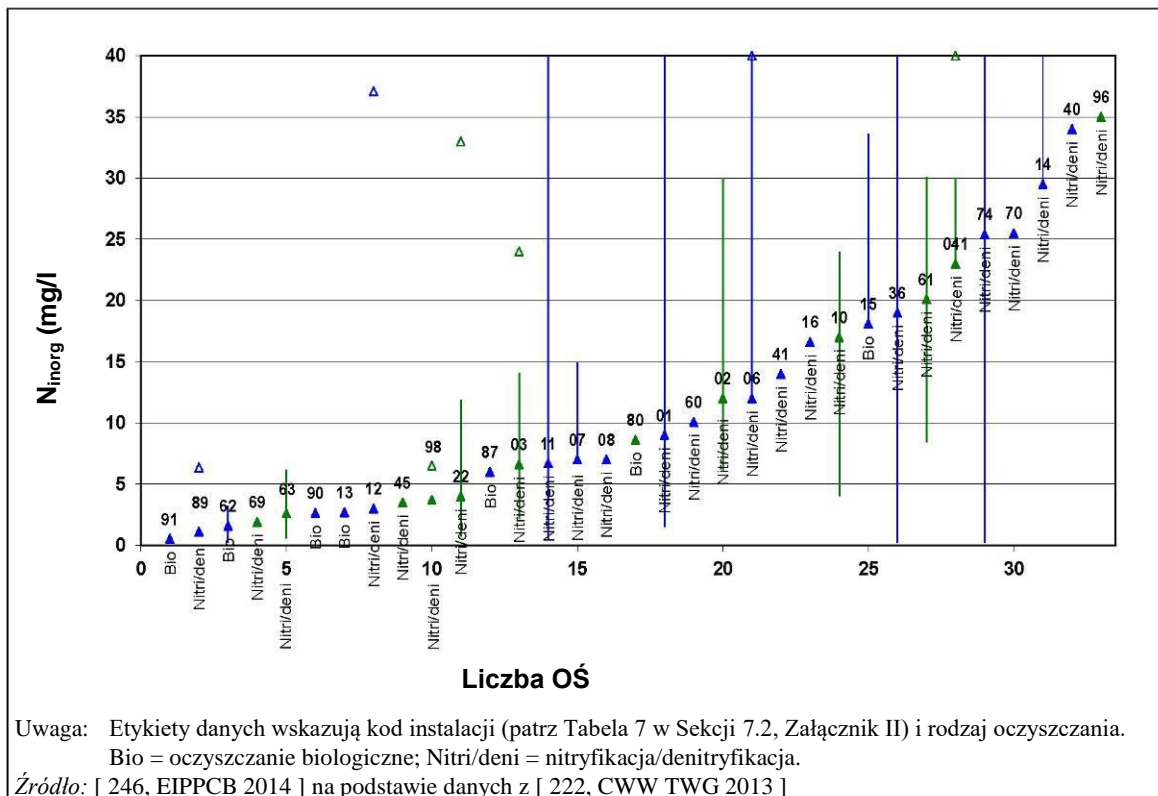
Wydajności redukcji dla ładunków podanych dla 18 biologicznych OŚ mieszczą się w zakresie od 27,8% do 95,7%, ale częściej od 43,8% do 91,9% (od 10 do 90 centyla) z medianą wynoszącą 78,4 %. Wydajności podane dla ładunków i stężeń pasują do zdecydowanej większości przypadków. Niektóre instalacje osiągają wydajność redukcji wyższą niż 70 % przy średnich stężeniach ścieków wypływających poniżej 40 mg/l.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do N_{inorg}

Spośród całkowitej liczby 63 OŚ ze zrzutem bezpośrednim i oczyszczaniem biologicznym, podano wartości stężenia N_{inorg} w ściekach wypływających dla 36 (lub 57%) OŚ, a dla 19 (lub 53%) OŚ podano również wartości TN w ściekach wpływających (Rysunek 2.28 i Rysunek 2.29). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie.



Rysunek 2.28: Średnie stężenia N_{inorg} (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono wszystkie biologiczne OŚ)



Rysunek 2.29: Średnie stężenia N_{inorg} (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem i oczyszczaniem biologicznym (przedstawiono jedynie biologiczne OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 40 mg/l)

Biologiczne OŚ wykazujące względnie wysokie wartości BZT₅ i/lub TSS w ściekach wpływających (np. nr 37, nr 82, nr 100) mają tendencję do wyższych emisji N_{inorg} .

Wydajności redukcji dla ładunków podanych dla 16 biologicznych OŚ mieszczą się w zakresie od 25,7% do 93,7%, ale częściej od 46,4% do 91,3% (od 10 do 90 centyla) z medianą wynoszącą 84,4%. Wartości te są bardzo podobne do tych podanych dla TN. Wydajności podane dla ładunków i stężeń pasują do zdecydowanej większości przypadków. Niektóre instalacje osiągają wydajność redukcji wyższą niż 70 % przy średnich stężeniach ścieków wpływających poniżej 35 mg/l.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji azotu

Można przeprowadzić połączenie kilku z poniższych technik.

- Oczyszczanie wstępne w instalacji(ach), z której(ych) pochodzą ścieki, np.:
 - utlenianie za pomocą promieniowania UV (np. nr 2; przekształcenie EDTA),
 - przekształcenie cyjanków (patrz Sekcja 2.4.9),
 - odpędzanie (np. nr 02, nr 15, nr 50, nr 61: amoniak),
 - destylacja z parą wodną (np. nr 50: anilina, nitrobenzen),
 - odzyskiwanie kwasu azotowego (III) (np. nr 11, nr 15),
 - sedymentacja (np. nr 63; nr 69).

Inne techniki stosowane do oczyszczania ładunków ChZT/OWO dotyczą również azotu organicznego, np. mokre utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru, mokre utlenianie powietrzem i adsorpcja.

- Oczyszczanie w końcowej oczyszczalni OŚ:
 - nityfikacja/denitryfikacja,
 - odwrócona osmoza, odparowanie, krystalizacja (tj. nr 05; odzyskiwanie azotanów).

Redukcja azotanów jest szczególnie trudna, jeżeli z powodu braku związków organicznych w ściekach nie eksploatuje się żadnej biologicznej OŚ. Taka sytuacja może wystąpić w zakładach produkcji związków nieorganicznych (np. wytwarzanie nawozów: nr 119 i nr 120; wytwarzanie katalizatorów nieorganicznych: nr 05).

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości TN podane dla 29 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,2–8,9, ale częściej o wartość 1,3–4,3 (od 10 do 90 centyla). Maksymalne wartości N_{inorg} podane dla 26 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,3–6,1, ale częściej o wartość 1,4–4,9 (od 10 do 90 centyla). Wahania TN i N_{inorg} są nieco większe niż wahania ChZT i OWO.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

TN: We Flandrii (Belgia) TN uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 2 mg/l. W Hiszpanii LOQ dla TN wynosi 10 mg/l. W Niemczech LOQ dla TN wynosi 1 mg/l na podstawie EN 12260. W normie EN 12260 określono metodę oznaczenia ilościowego TN poprzez spalanie i wykrywanie tlenków azotu za pomocą chemiluminescencji (TN_b). Typowe granice wykrywalności wynoszą około 0,5 mg/l. W normie EN ISO 11905-1 określono metodę wykorzystującą mineralizację utleniającą za pomocą nadtlenodisiarczynu do azotanu, którą następnie oznacza się ilościowo. Typowa granica wykrywalności wynosi 0,02 mg/l. Metodę można stosować w przypadku ChZT < 120 mg/l i OWO < 40 mg/l. W innym przypadku próbki są rozcieńczane. W normie ISO 29441 określono metodę oznaczania azotu ogólnego po mineralizacji UV w instalacji przez analizę przepływu z detekcją spektrometryczną. Stężenia masowe mieszczą się w zakresie od 2 mg/l do 20 mg/l, ale możliwe są inne zakresy stężeń, np. od 0,2 mg/l do 2 mg/l.

N_{inorg} : We Flandrii (Belgia) N_{inorg} uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 2 mg/l. W Niemczech LOQ dla N_{inorg} wynosi około 1 mg/l.

NH_4-N : patrz Sekcja 2.4.4.3.

NO_2-N : We Flandrii (Belgia) azotany (III) uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 0,03 mg/l NO_2-N). W EN ISO 10304-1 (chromatografia jonowa) podano dolną granicę zastosowania 0,05 mg/l (co odpowiada 0,02 mg/l NO_2-N).

NO_3-N : We Flandrii (Belgia) azotany (V) uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 0,5 mg/l (co odpowiada 0,1 mg/l NO_3-N). W EN ISO 10304-1 (chromatografia jonowa) podano dolną granicę zastosowania 0,1 mg/l (co odpowiada 0,02 mg/l NO_3-N).

TKN: W Hiszpanii LOQ dla TKN wynosi 10 mg/l. Norma EN 25663 opiera się na mineralizacji katalizowanej selenem za pomocą stężonego kwasu siarkowego z granicą wykrywalności 1 mg/l.

Parametry wpływające na wydajność

Amonifikacja

Pierwszym etapem w usuwaniu azotu podczas oczyszczania biologicznego jest przekształcenie azotu organicznego w amoniak/amon. W przypadku ścieków bytowych, w których organiczny azot obejmuje mocznik i materiał kałowy, ma to już miejsce w pewnym stopniu podczas przemieszczenia przez rury kanalizacyjne. W przypadku ścieków z instalacji chemicznych, niektóre organiczne związki N mogą być odporne na amonifikację (np. EDTA).

Stosunek amoniaku (NH_3) do amonu (NH_4) zależy od pH i temperatury. W warunkach typowych dla większości biologicznych oczyszczalni ścieków (pH od 6 do 8,5, temperatura od 10 do 40°C), występuje znacznie więcej amonu niż amoniaku.

Nitryfikacja

Nitryfikacja jest procesem dwuetapowym. Bakterie znane jako *Nitrosomonas* przekształcają amoniak i grupy amonowe w azotany (III). Następnie bakterie o nazwie *Nitrobacter* kończą przekształcanie azotanów (III) w azotany (V). Reakcje są na ogół sprzężone i szybko przechodzą od postaci azotanu (III) do azotanu (V); dlatego poziomy azotanów (III) w dowolnym czasie są zwykle niskie (tj. <1 mg/l).

Te bakterie znane jako „nityfikatory” to ściśle „tlenowce”, co oznacza, że do wykonywania swojej pracy muszą mieć wolny rozpuszczony tlen. Nityfikacja zachodzi tylko w warunkach tlenowych przy stężeniu rozpuszczonego tlenu 1,0 mg/l lub wyższym. Przy stężeniu rozpuszczonego tlenu niższym niż 0,5 mg/l szybkość wzrostu jest minimalna. Nityfikacja wymaga długiego czasu retencji, niskiego stosunku pokarmu do drobnoustrojów (F/M), krótkiego średniego czasu przebywania komórki (mierzonego jako średni czas przebywania komórki lub wiek osadu) i odpowiedniego buforowania (zasadowości).

W procesie nityfikacji powstaje kwas. To tworzenie kwasu obniża pH populacji biologicznej w zbiorniku napowietrzania i może powodować zmniejszenie szybkości wzrostu bakterii nityfikacyjnych. Optymalne pH dla bakterii *Nitrosomonas* i *Nitrobacter* wynosi od 7,5 do 8,5; większość oczyszczalni potrafi skutecznie nityfikować przy pH od 6,5 do 7,0. Nityfikacja zatrzymuje się przy pH poniżej 6,0. Reakcja nityfikacji (to znaczy przekształcenia grup amonowych do azotanów (V)) zużywa 7,1 mg/l zasady w przeliczeniu na CaCO₃ na każdy mg/l utlenionego NH₄-N. Aby zapewnić odpowiednie buforowanie, wymagana jest zasadowość nie mniejsza niż 50–100 mg/l.

Temperatura wody wpływa również na szybkość nityfikacji. Nityfikacja osiąga maksymalną szybkość w temperaturze od 30°C do 35°C. W temperaturze 40°C lub wyższej szybkość nityfikacji spada niemal do zera. W temperaturze poniżej 20°C nityfikacja przebiega wolniej, ale będzie nadal zachodzić w temperaturze 10°C lub niższej. Jednak, jeśli nityfikacja zostanie przerwana, nie ulegnie ona wznowieniu, dopóki temperatura nie wzrośnie powyżej 10°C. Niektóre ze związków najbardziej toksycznych dla nityfikatorów obejmują cyjanki, tiomocznik, fenol i metale, takie jak srebro, rtęć, nikiel, chrom, miedź i cynk. Bakterie nityfikacyjne mogą być również hamowane przez kwas azotowy(III) i wolny amoniak.

Denityfikacja

Biologiczna redukcja azotanów (V) (NO₃⁻) do gazowego azotu (N₂) przez fakultatywne bakterie heterotroficzne nazywana jest denityfikacją. Bakterie „heterotroficzne” potrzebują źródła węgla jako pokarmu niezbędnego do życia. Bakterie „fakultatywne” mogą uzyskać tlen poprzez pobranie rozpuszczonego tlenu z wody lub poprzez pobranie go z cząsteczek azotanów (V).

Denityfikacja następuje, gdy poziom tlenu obniża się, a azotany (V) stają się głównym źródłem tlenu dla mikroorganizmów. Proces przeprowadza się w warunkach niedotlenienia, gdy stężenie rozpuszczonego tlenu jest mniejsze niż 0,5 mg/l, idealnie mniejsze niż 0,2 mg/l. Gdy bakterie rozbijają azotany (V) w celu uzyskania tlenu, azotany (V) są redukowane do tlenku diazotu (N₂O), a następnie do gazowego azotu (N₂). Ponieważ azot ma niską rozpuszczalność w wodzie, uwalnia się on do atmosfery w postaci pęcherzyków gazu. Wolny azot jest głównym składnikiem powietrza, dlatego jego uwalnianie nie powoduje żadnych problemów związanych z ochroną środowiska.

Optymalne wartości pH dla denityfikacji wynoszą od 7,0 do 8,5. Denityfikacja jest procesem powodującym zasadowość. Na 1 mg/l azotanów wytwarzane jest od około 3,0 do 3,6 mg/l zasady (w przeliczeniu na CaCO₃), co częściowo łagodzi obniżenie pH wywołane przez nityfikację w mieszanym ługu.

Ponieważ bakterie denityfikacyjne są organizmami fakultatywnymi, mogą wykorzystywać rozpuszczony tlen lub azotany (V) jako źródło tlenu dla metabolizmu i utleniania materii organicznej. Jeżeli obecny jest rozpuszczony tlen i azotany (V), bakterie najpierw wykorzystają rozpuszczony tlen. Oznacza to, że bakterie nie obniżą stężenia azotanów (V). Denityfikacja zachodzi tylko w warunkach beztlenowych lub niedotlenienia.

Innym ważnym aspektem denityfikacji jest zapotrzebowanie na węgiel; to znaczy obecność wystarczającej ilości materii organicznej do prowadzenia reakcji denityfikacji. Materia organiczna może występować w postaci surowych ścieków lub dodatkowego węgla. Warunki, które wpływają na wydajność denityfikacji, obejmują stężenie azotanów (V), warunki niedotlenienia, obecność materii organicznej, pH, temperaturę, zasadowość i działanie metali śladowych. Organizmy denityfikacyjne są na ogół mniej wrażliwe na toksyczne substancje chemiczne niż nityfikatory i szybciej niż nityfikatory regenerują się po wstrząsie związanym z ładunkiem toksycznych substancji.

Temperatura wpływa na szybkość wzrostu organizmów denitryfikacyjnych, przy czym większa szybkość wzrostu ma miejsce w wyższych temperaturach. Denitryfikacja może zachodzić w temperaturze od 5°C do 40°C, a jej szybkość rośnie wraz z temperaturą i rodzajem źródła materii organicznej. Największą szybkość wzrostu można uzyskać, stosując metanol lub kwas octowy. Dla użycia surowych ścieków wystąpi nieznacznie mniejsza szybkość, a najmniejsze szybkości wzrostu zostaną zaobserwowane dla funkcjonowania w oparciu o endogenne źródła węgla w niskich temperaturach wody. W przypadku trzech instalacji zgłoszono dodanie zewnętrznych źródeł węgla w celu zapewnienia/usprawnienia procesu denitryfikacji (tj. nr 63: metanol, nr 45 i nr 69: kwas octowy).

Nitryfikację/denitryfikację szerzej opisano w Sekcji 3.3.2.3.5.5.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Wydajność nitryfikacji/denitryfikacji zależy od wielu warunków eksploatacji instalacji, jak opisano powyżej. Podanie większości z tych warunków eksploatacji nie było wymagane w ankietach. Dlatego trudno jest ustalić związki z podanymi poziomami wydajności.

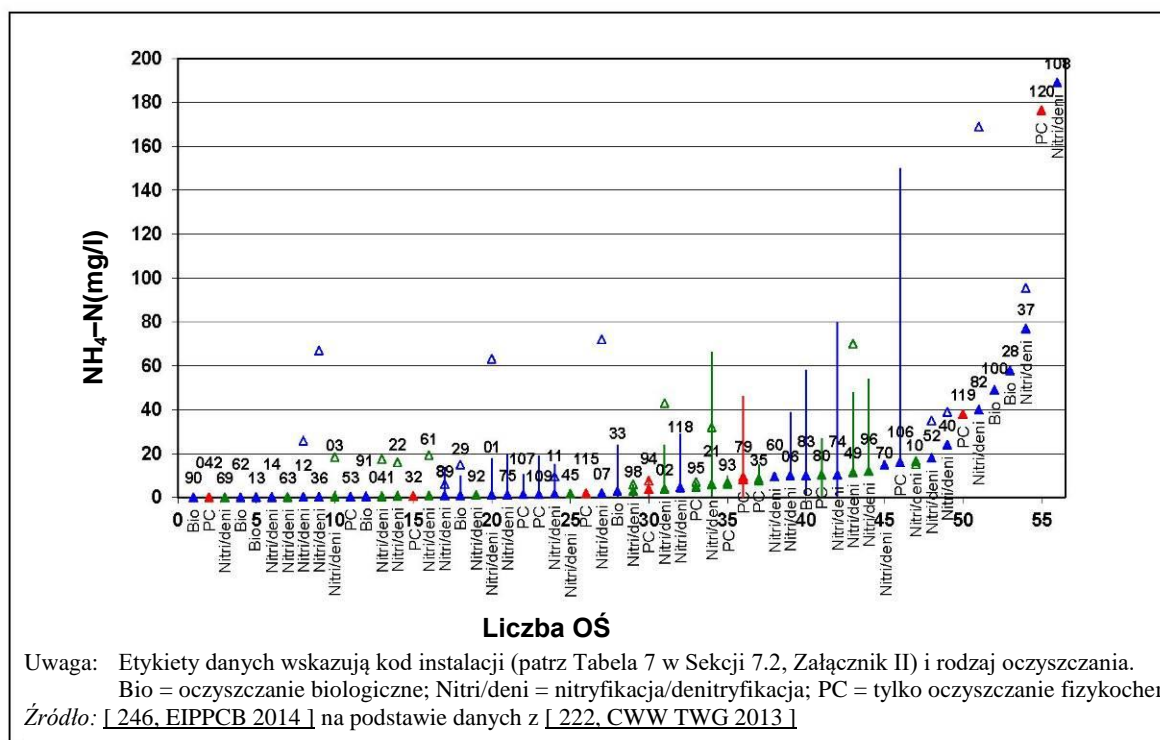
2.4.4.3 Grupy amonowe (wyrażone jako $\text{NH}_4\text{-N}$)

Grupy amonowe mogą znajdować się w ściekach wpływających do końcowych OŚ. Amoniak/grupy amonowe mogą również tworzyć się, jako pierwszy etap w usuwaniu azotu w biologicznych OŚ (tj. amonifikacji, patrz Sekcja 2.4.4.2). Amon jest z jednej strony przyswajany przez komórki bakterii (co prowadzi do wzrostu netto), a z drugiej strony jest utleniany do azotanów (III) i azotanów (V) (nitryfikacja). Organizmy nitryfikacyjne występują w prawie wszystkich procesach biologicznego oczyszczania tlenowego, ale zazwyczaj ich liczba jest ograniczona.

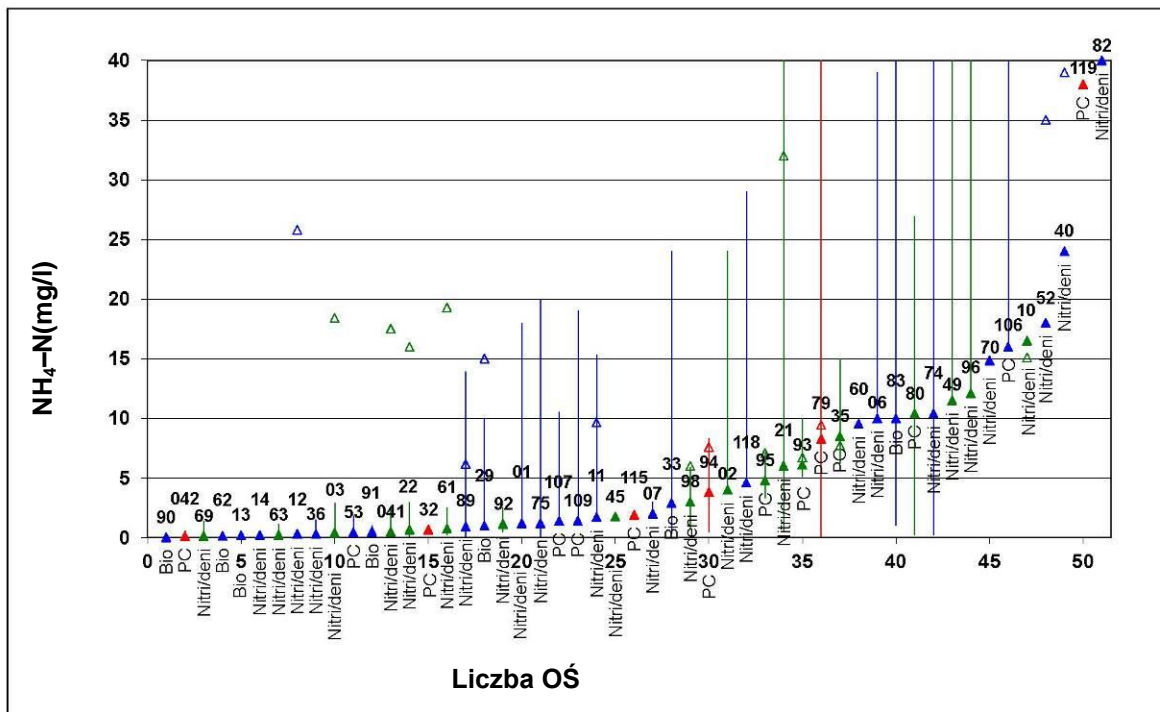
Wolny amoniak w stężeniach powyżej około 0,2 mg/l może powodować śmiertelność u kilku gatunków ryb [89, Sawyer i wsp. 2003].

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do $\text{NH}_4\text{-N}$

Spśród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia $\text{NH}_4\text{-N}$ w ściekach wpływających dla 56 (lub 59%) OŚ, a dla 33 (lub 35%) OŚ podano również wartości OWO w ściekach wpływających (Rysunek 2.30 i Rysunek 2.31). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie.



Rysunek 2.30: Średnie stężenia $\text{NH}_4\text{-N}$ (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OŚ)



Uwaga: Etykiety danych wskazują kod instalacji (patrz Tabela 7 w Sekcji 7.2, Załącznik II) i rodzaj oczyszczania. Bio = oczyszczanie biologiczne; Nitr/deni = nityfikacja/denitryfikacja; PC = tylko oczyszczanie fizykochemiczne.
 Źródło: [246, EIPPCB 2014] na podstawie danych z [222, CWW TWG 2013]

Rysunek 2.31: Średnie stężenia $\text{NH}_4\text{-N}$ (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OŚ o wartościach w ściekach wpływających ≤ 40 mg/l)

Biologiczne OŚ wykazujące względnie wysokie wartości BZT_5 i/lub TSS w ściekach wpływających (np. nr 28, nr 37, nr 82, nr 100, nr 108) mają tendencję do wyższych emisji $\text{NH}_4\text{-N}$.

Wydajności redukcji dla ładunków podanych dla 23 OŚ mieszczą się w zakresie od -9,3 % do 99,6 %, ale częściej od 13,8 % do 98,1 % (od 10 do 90 centyla) z medianą wynoszącą 90,5 %. Wydajności podane dla ładunków i stężeń pasują do zdecydowanej większości przypadków. W OŚ nr 10 (wydajność redukcji -9,3%), stężenie $\text{NH}_4\text{-N}$ w ściekach wpływających jest wyższe niż w ściekach wpływających ze względu na amonifikację i hamowanie nityfikacji z powodu wysokich poziomów chlorków. W instalacjach nr 119 i nr 120 wytwarza się nawozy zawierające azot. Ze względu na brak związków organicznych w ściekach, końcowa OŚ stosuje wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji grup amonowych

Można zastosować połączenie kilku z poniższych technik:

- oczyszczanie wstępne w instalacji(ach), z której(ych) pochodzą ścieki, np. odpędzanie (np. nr 21, nr 61);
- oczyszczanie w końcowej OŚ: nityfikacja/denitryfikacja.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości $\text{NH}_4\text{-N}$ podane dla 48 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,0–67, ale częściej o wartość 1,6–11,5 (od 10 do 90 centyla). Wahania $\text{NH}_4\text{-N}$ są znacznie większe niż wahania ChZT i OWO. Wynika to z większej wrażliwości bakterii nityfikacyjnych na zmiany temperatury, efekty sezonowe, zmiany produkcji, rozruchy i przestoje.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) $\text{NH}_4\text{-N}$ uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 0,20 mg/l. W Niemczech LOQ dla $\text{NH}_4\text{-N}$ wynosi 0,05 mg/l na podstawie EN 11732. Ta norma opiera się na analizie przepływu i podaje przybliżoną dolną granicę zastosowania wynoszącą 0,1 mg/l. W literaturze podano, że $\text{NH}_4\text{-N}$ można oznaczyć w zakresie 0,02–2 mg/l za pomocą zautomatyzowanej procedury fenolanowej.

Parametry wpływające na wydajność

Procesy nityfikacji i denityfikacji w zawiesinie są w dużym stopniu zależne od temperatury, pH, rozpuszczonego tlenu, czasu przebywania i wieku osadu.

Dynamika usuwania grup amonowych przez bakterie różni się od usuwania ChZT ze względu na inny charakter zaangażowanych bakterii. Dlatego ważne jest, aby wiedzieć, kiedy mogą wystąpić zmiany w produkcji, aby ewentualnie podjąć niezbędne kroki w celu zminimalizowania emisji grup amonowych, jeżeli wzajemne oddziaływania są znane, a środki możliwe do zastosowania.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Wrażliwość nityfikacji powoduje duże wahania emisji, co można zaobserwować na Rysunek 2.30 i Rysunek 2.31.

2.4.5 Fosfor ogólny (TP)

Związki fosforoorganiczne, jak również fosforany (V) zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

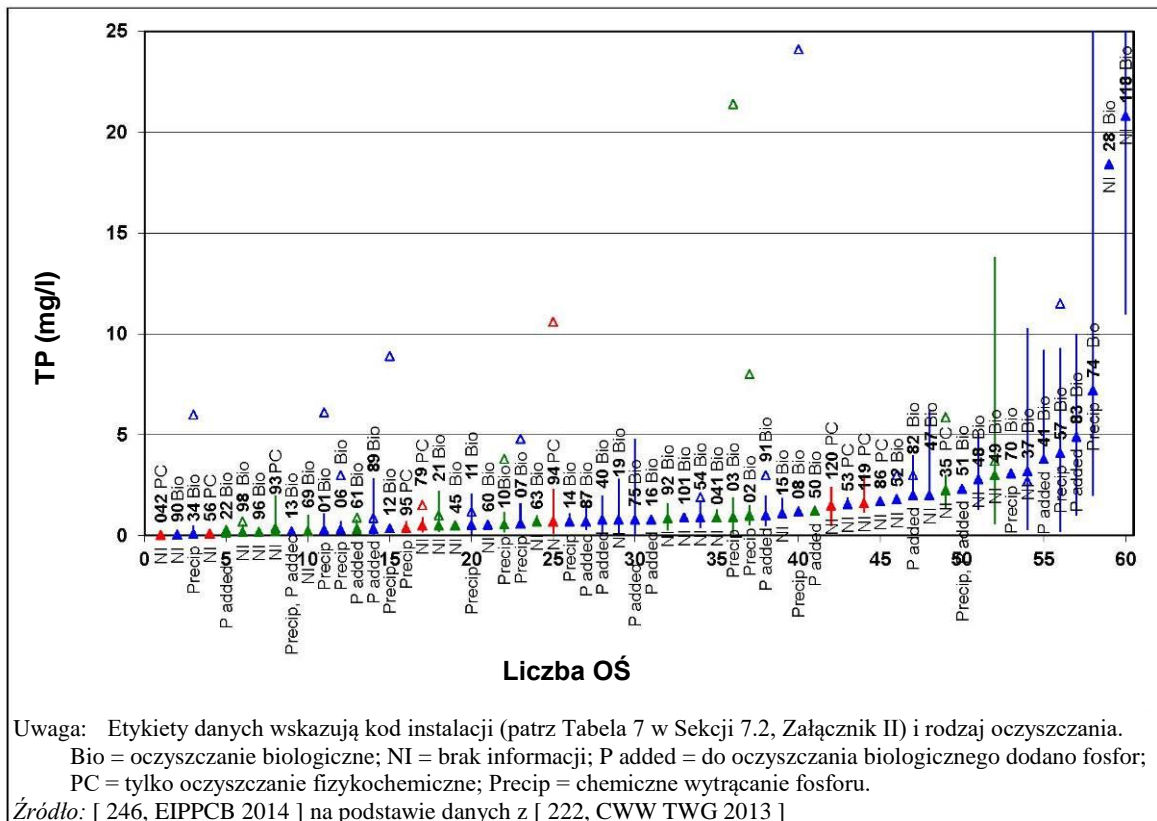
Fosfor występuje w ściekach w postaci nieorganicznej i organicznej. Postacie nieorganiczne to ortofosforany (tj. $\text{HPO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{PO}_4^-$) i polifosforany. Organicznie związany fosfor ma zazwyczaj niewielkie znaczenie. Polifosforany można stosować jako środek hamujący korozję. Zrzut fosforu należy kontrolować w taki sam sposób jak zrzut azotu w celu uniknięcia eutrofizacji wód powierzchniowych. Podaje się, że poziom krytyczny fosforu umożliwiający uniknięcie zakwitu glonów w warunkach letnich jest bliski 0,005 mg/l.

Drobnoustroje wykorzystują fosfor do syntezy komórkowej i transportu energii. W rezultacie 10–30% wpływającego fosforu usuwa się podczas tradycyjnego oczyszczania biologicznego [1, Metcalf and Eddy 1991]. Biologiczne usuwanie fosforu można przyspieszyć przez obecność zbiornika beztlenowego (bez azotanów (V) i tlenu) przed zbiornikiem napowietrzania. W tych warunkach grupa bakterii heterotroficznych, nazywanych organizmami gromadzącymi polifosforany, selektywnie wzbogaca zbiornik bakterii w aktywowanym osadzie. Bakterie te gromadzą duże ilości polifosforanów w swoich komórkach i uważa się, że usuwanie fosforu rośnie. Zatem te bakterie nie tylko zużywają fosfor w celu syntezy składników komórkowych, ale także gromadzą duże ilości polifosforanów w swoich komórkach; aż do zawartości 5–7% biomasy. Udoskonalone biologiczne usuwanie fosforu stosuje się w wielu miejskich OŚ, ale bardzo rzadko w OŚ na terenach zakładów chemicznych.

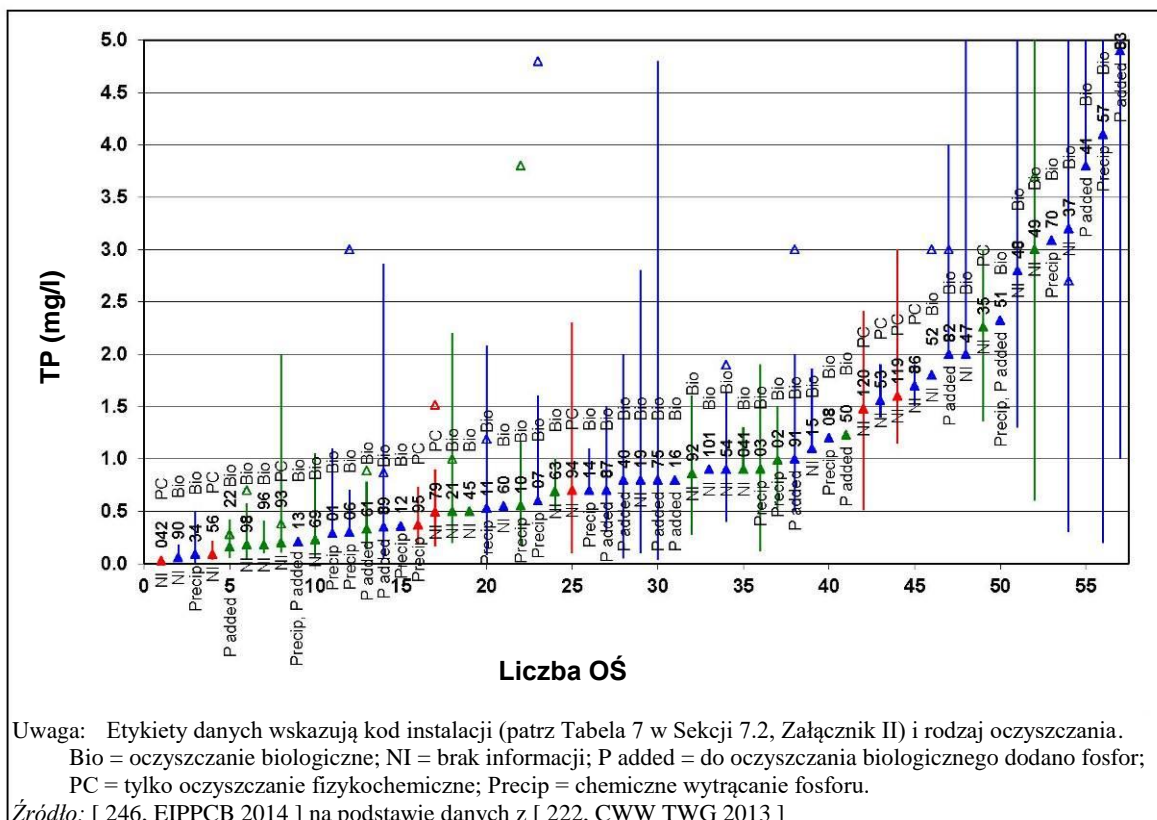
Gdy ścieki przemysłowe nie zawierają wystarczającej ilości fosforu dla optymalnego wzrostu organizmów wykorzystywanych w oczyszczaniu, przeprowadza się dodawanie nieorganicznych fosforanów (np. nr 13, nr 16, nr 22, nr 29, nr 40, nr 41, nr 50, nr 51, nr 61, nr 75, nr 82, nr 83, nr 87, nr 89, nr 91 i nr 100; patrz również Sekcja 2.4.4.1). Oprócz biologicznego oczyszczania ścieków, fermentacja osadu może również wymagać dodawania składników odżywczych.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do TP

Spśród całkowitej liczby 95 OŚ ze zrzutem bezpośrednim, podano wartości stężenia TP w ściekach wpływających dla 60 (lub 63%) OŚ, a dla 31 (lub 52%) OŚ podano również wartości OWO w ściekach wpływających (Rysunek 2.32 i Rysunek 2.33). Często 24-godzinne złożone próbki pobierano codziennie.



Rysunek 2.32: Średnie stężenia TP (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OS z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono wszystkie OS)



Rysunek 2.33: Średnie stężenia TP (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OS z bezpośrednim zrzutem (przedstawiono jedynie OS o wartościach w ściekach wypływających ≤ 5 mg/l)

Średnie poziomy TP w ściekach wypływających wynoszą zazwyczaj ≤ 3 mg/l. Stężenia w ściekach wypływających > 3 mg/l podano dla OŚ nr 28, nr 37, nr 41, nr 48, nr 49, nr 57, nr 70, nr 74, nr 83 i nr 118. OŚ nr 28, nr 37, nr 48, nr 57, nr 70, nr 74 i nr 83 wykazały również wysokie poziomy emisji TSS (tj. > 35 mg/l).. Wysokie stężenia TP w ściekach wpływających do końcowej OŚ (tj. > 50 mg/l) podano dla OŚ nr 14 (wytwarzanie barwników i pigmentów), nr 70 (wytwarzanie farmaceutyków, procesy fermentacyjne), nr 74 (wytwarzanie insektycydów fosforoorganicznych) i nr 95 (wytwarzanie nawozów). Wiele oczyszczalni ścieków wykorzystujących chemiczne wytrącanie fosforu osiąga wartości TP w ściekach wypływających $< 1,5$ mg / l, w tym niektóre OŚ o wysokich poziomach TP w ściekach wpływających (tj. nr 14 (oczyszczanie biologiczne)) i nr 95 (tylko oczyszczanie fizykochemiczne)). Podobnie, oczyszczalnie ścieków, które dodają fosfor do oczyszczania biologicznego, zwykle osiągają wartości TP w ściekach wypływających $< 1,5$ mg/l.

Wydajności redukcji dla ładunków podanych dla 21 OŚ mieszczą się w zakresie od $-13,3$ % do $98,8$ %, ale częściej od $46,0$ % do $97,7$ % (od 10 do 90 centyla) z medianą wynoszącą $77,7$ %. Te wartości wskazują, że oprócz biologicznego usuwania fosforu, często przeprowadza się chemiczne strącanie fosforu. W OŚ nr 37 (wydajność redukcji $-13,3$ %), stężenie TP w ściekach wypływających jest wyższe niż w ściekach wpływających ze względu na dodanie TP jako składnika odżywczego do oczyszczania biologicznego.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji grup amonowych Stosuje się połączenie kilku z poniższych technik:

- oczyszczanie wstępne w instalacji(ach), z której(ych) pochodzą ścieki, np.: strącanie;
- oczyszczanie w końcowej OŚ za pomocą jednej z następujących technik:
 - biologiczne usuwanie fosforu (P włączony do biomasy komórkowej);
 - strącanie w biologicznych OŚ (np. wapnem, chlorkiem żelaza (III) lub ałunem, np. nr 01, nr 02, nr 03, nr 06, nr 07, nr 08, nr 10, nr 11, nr 12, nr 13, nr 14, nr 33, nr 34, nr 36, nr 51, nr 57, nr 70, nr 74, nr 76), przed, podczas lub po biologicznym oczyszczeniu;
 - strącanie w fizykochemicznych OŚ (np. nr 95).

Strącanie chemiczne w celu usunięcia fosforu zwiększa objętość wytwarzanego osadu (średnio o 26% , [86, Sedlak 1991]) i często powoduje powstawanie osadu o słabej charakterystyce sedymentacji i odwadniania. Strącanie solami metali może również obniżyć pH. Jeśli wymagana jest nityfikacja, dodatkowa ilość zasady zostanie zużyta, a pH spadnie jeszcze bardziej. Dzięki biologicznemu usuwaniu fosforu zmniejsza się lub eliminuje potrzebę dodawania środków chemicznych. Inne korzyści z biologicznego usuwania fosforu to: zmniejszone wytwarzanie osadu, poprawa charakterystyki zdolności sedymentacji osadu i odwadniania, zmniejszone zapotrzebowanie tlenu i zmniejszone wymagania dotyczące zasadowości procesu.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości TP podane dla 49 OŚ różnią się od średniej o wartość $1,1-74,6$, ale częściej o wartość $1,5-4,8$ (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

Istnieje kilka norm dotyczących oznaczania TP: EN ISO 6878 (2004) podaje metody oznaczania różnych typów fosforanów (V), w tym TP po mineralizacji. Metody mają zastosowanie do wszystkich rodzajów wody. Można oznaczyć stężenie fosforu w zakresie $0,005-0,8$ mg/l. Procedura ekstrakcji rozpuszczalnikiem pozwala na oznaczenie niższych stężeń fosforu przy granicy wykrywalności około $0,5$ $\mu\text{g/l}$. Normy EN ISO 15681-1 i -2 (2003) podają metody przepływu (FIA/CFA) do oznaczania TP dla zakresu stężeń masowych od $0,1$ mg/l do 10 mg/l. Inną możliwością jest zastosowanie ICP-OES z przybliżoną wartością LOQ wynoszącą $0,009$ mg/l (EN ISO 11885).

Parametry wpływające na wydajność

Emisje fosforu są bardzo wrażliwe na stosunek C/N/P. W wielu przypadkach emisje TP odzwierciedlają nie tylko emisje z produkcji, ale również dozowanie do oczyszczania biologicznego. W niektórych okresach istnieje konieczność zwiększenia poziomu dozowania, aby zapewnić stabilny wzrost bakterii.

Strącanie fosforanów zależy od, na przykład, rodzaju i stężenia flokulantów, wartości pH, schematu mieszania i czasu przebywania.

W niektórych OŚ chemiczne strącanie fosforu zmienia się wraz z dawką fosforu, w zależności od składu ścieków wpływających (np. nr 13, nr 51).

Kluczem do lepszego biologicznego usuwania fosforu jest poddanie drobnoustrojów działaniu naprzemiennych warunków beztlenowych i tlenowych [1, Metcalf i Eddy 1991]. Należy zadbać, aby fosfor uwalniany podczas oczyszczania osadu (np. podczas fermentacji osadu wskutek hydrolizy komórkowej) nie został ponownie wprowadzony do oczyszczania ścieków.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Wydajność biologicznego usuwania fosforu i strącania fosforanów zależy od wielu warunków eksploatacji instalacji, jak opisano powyżej. Podanie większości z tych warunków eksploatacji nie było wymagane w ankietach. Dlatego trudno jest ustalić związku z podanymi poziomami wydajności.

2.4.6 Fenole

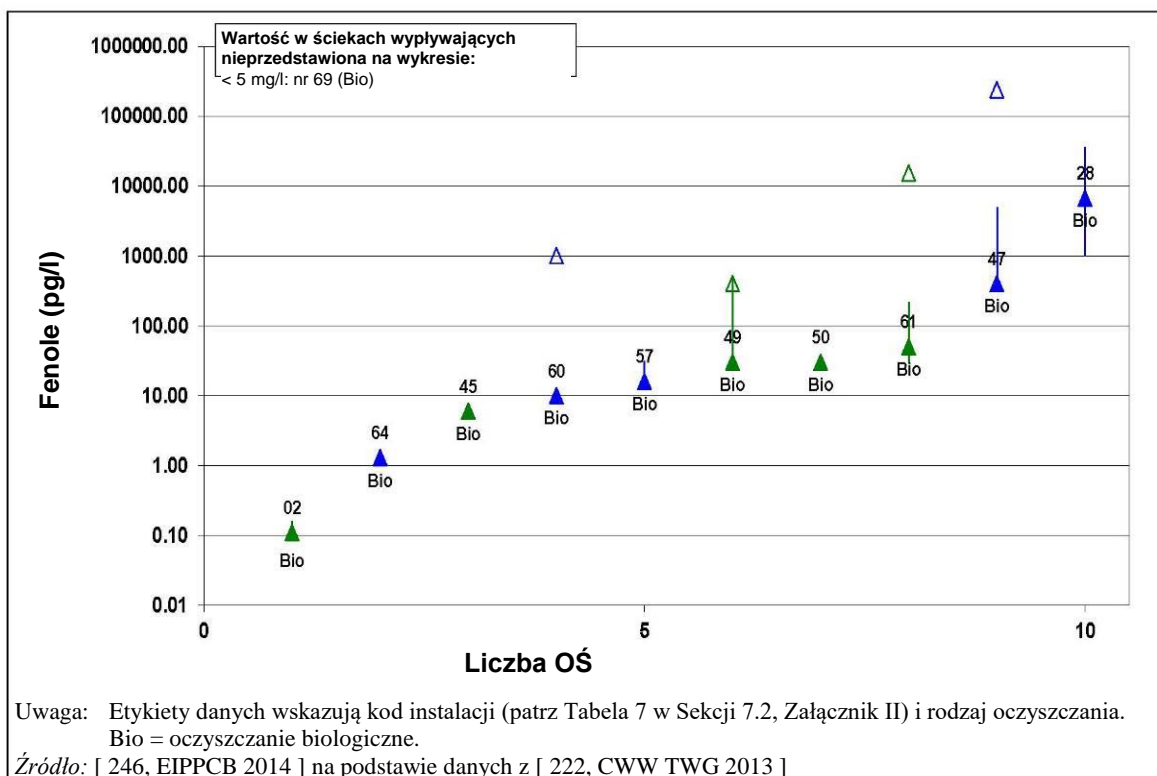
Trwałe węglowodory i substancje organiczne ulegające akumulacji biologicznej (takie cechy wykazują niektóre fenole) zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Sam fenol w stężonych roztworach może być dość toksyczny dla bakterii. Jednak w literaturze podano, że fenol może służyć jako pokarm dla bakterii tlenowych bez poważnych skutków toksycznych przy poziomie tak wysokim jak 500 mg/l.

Stwierdzono, że stężenie progowe fenolu 200 mg/l ma hamujący wpływ na procesy osadu czynnego [1, Metcalf i Eddy 1991].

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do fenoli

Dane dotyczące stężenia fenoli zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości stężenia fenoli w ściekach wpływających dla 11 (lub 21%) OŚ, a dla 3 (lub 27%) OŚ podano również wartości stężenia fenoli w ściekach wpływających. Jedną wartość dla ścieków wpływających podano poniżej pewnego stężenia (Rysunek 2.34). Wiele podanych okresów uśredniania wynosiło jeden rok.



Rysunek 2.34: Średnie stężenia fenoli w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Podane stężenia fenoli oznaczono różnymi metodami i dlatego nie są one porównywalne.

W dwóch OŚ stężenia fenoli w ściekach wpływających wynoszą powyżej 100 µg/l, a w jednej z nich (tj. Nr 28) nawet powyżej 1000 µg/l.

Wysokie stężenia fenoli w ściekach wpływających odpowiadają końcowym OŚ oczyszczającym ścieki z instalacji, w których wytwarza się związki fenolowe (np. nr 47, nr 61).

Wydajności redukcji podane dla pięciu OŚ mieszczą się w zakresie 90–99,9%. W czterech OŚ podano wydajność redukcji > 99%.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji fenoli

Podano, że stosuje się połączenie kilku z poniższych technik:

- oczyszczanie wstępne w instalacji(ach), z której(ych) pochodzą ścieki, np.:
 - ekstrakcja (np. nr 57; nr 61).
 - adsorpcja na węglu aktywnym (np. nr 50).
- oczyszczanie w OŚ:
 - oczyszczanie biologiczne przy użyciu procesu CMAS (np. nr 28, nr 47, nr 50, nr 57, nr 60, nr 61, nr 64).

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości fenoli podane dla sześciu OŚ różnią się od średniej o wartość 1,5–16,7.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) fenol uznaje się za niemożliwy do oznaczenia ilościowego poniżej 0,2 µg/l. Istnieją szereg międzynarodowych norm dotyczących pomiaru fenoli. Indeks fenolowy można zmierzyć według normy ISO 6439 (1990), która podaje procedury dla wód pitnych, wód powierzchniowych, solanek (wód zasolonych), wód w gospodarstwach domowych i wód przemysłowych. Po wstępnej destylacji badane próbki analizuje się w zależności od określonego zastosowania za pomocą bezpośredniej metody kolorymetrycznej (4-aminoantypiryny) i metody ekstrakcji chloroformem. Inną możliwością jest zastosowanie analizy przepływu (przepływowa analiza wstrzykowa – FIA – i ciągła analiza przepływowa – CFA) według normy EN ISO 14402 (1999). Indeks fenolowy jest parametrem określanym operacyjnie. Dlatego wyniki w dużej mierze zależą od zastosowanej procedury.

Określone fenole można oznaczyć według:

- norm ISO 81651–1 (1992) i ISO 8165–2 (1999): wybrane fenole jednowodorotlenowe;
- normy EN ISO 17495 (2003): nitrofenole;
- normy EN ISO -1 (2006): alkilofenole;
- normy ISO 18857–2 (2009): alkilofenole, ich etoksylany i bisfenol A;
- normy ISO 24293 (2009): izomery nonylofenolu;
- normy EN 12673 (1998): chlorofenole.

Wyniki różnych metod analitycznych są trudne do porównania. Pod względem indeksu fenolowego, odzyskiwanie różnych fenoli znacznie się różni. Ponadto stosowane są różne krajowe normy pomiaru indeksu fenolowego, np. DIN 38409–16, NF T 90–204, APAT IRSA 5070 A1/A2.

Parametry wpływające na wydajność

Podaje się, że usuwanie fenoli w procesach osadu czynnego jest wrażliwe na temperaturę; lepszą wydajność osiąga się raczej w niskiej niż w wysokiej temperaturze.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Klasyczne metody oczyszczania stosowane do usuwania fenoli wymagają uwzględnienia granic jego toksyczności i odpowiedniej aklimatyzacji biomasy. Do oczyszczania ścieków zawierających fenole zwykle stosuje się złoża biologiczne zraszane i proces osadu czynnego. Usuwanie fenoli jest skuteczne tylko do pewnego poziomu. Niektóre normy dla ścieków wypływających ustalono na 0,1 mg/l. Zatem klasyczne sposoby mogą być niewystarczające do obniżenia stężenia fenolu w oczyszczonych ściekach wypływających do tak niskiego poziomu.

2.4.7 Chlorki

Chlorków nie zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

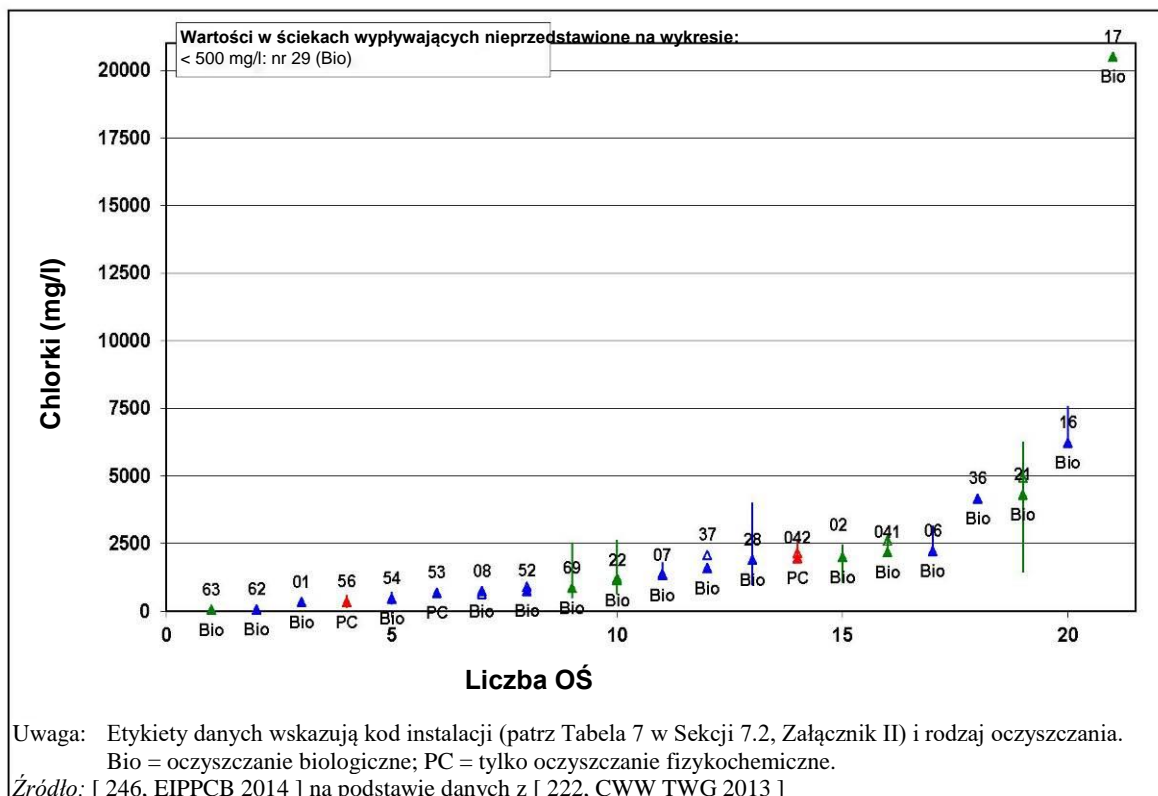
Chlorki występują we wszystkich naturalnych wodach w bardzo różnych stężeniach (bardzo wysokie w morzach i oceanach, średnio 19 g/l). Nadmierne stężenie chlorków może zaszkodzić organizmom słodkowodnym, np. podano, że wartości EC₁₀ (48 h) i EC₅₀ (48 h) w standaryzowanym teście z ikrą *danio rerio* wynosiły odpowiednio 3,9 g/l i 12 g/l.

W literaturze podano, że stężenia chlorków > 1 g/l mają negatywny wpływ na biologiczne usuwanie fosforu w OŚ i że stężenia chlorków > 10 g/l mają negatywny wpływ na nitrifikację w OŚ.

Przeгляд wydajności OŚ w stosunku do chlorków

Dane dotyczące chlorków zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości stężenia chlorków w ściekach wypływających dla 22 (lub 42%) OŚ, a dla 9 (lub 41%) OŚ

podano również wartości stężenia fenoli w ściekach wpływających. Jedną wartość dla ścieków wypływających podano poniżej pewnego stężenia (Rysunek 2.35). Wiele podanych okresów uśredniania wynosiło jeden rok.



Rysunek 2.35: Średnie stężenia chlorków (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy chlorków w ściekach wpływających wynoszą zazwyczaj ≤ 5 g/l. Podane wydajności redukcji są zazwyczaj niskie, poniżej 30%. Zatem OŚ zwykle nie mają wpływu na redukcję chlorków.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji chlorków

Ścieki z ładunkiem chlorków można oczyszczać za pomocą nanofiltracji lub odwróconej osmozy, ale tej techniki nie stosuje żadna OŚ z bezpośrednim zrzutem.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości chlorków podane dla 15 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,2–3,0, ale częściej o wartość 1,2–2,2 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) chlorki uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 25 mg/l. Istnieje szereg międzynarodowych norm dotyczących pomiaru chlorków. W normie 9297 (1989) stosuje się miareczkowanie azotanem srebra ze wskaźnikiem w postaci chromianu (metoda Mohra) i ma ona zastosowanie to stężeń od 5 mg/l do 150 mg/l. Ze względu na wiele zakłóceń metoda ta nie ma zastosowania do silnie zanieczyszczonych wód o niskiej zawartości chlorków. W normie EN ISO 10304–1 (2007) stosuje się chromatografię jonową do oznaczania chlorków przy dolnej granicy zastosowania 0,1 mg/l.

Parametry wpływające na wydajność

Nie dotyczy, ponieważ końcowych OŚ nie stosuje się powszechnie do redukcji chlorków.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Chlorki w zasadzie nie są usuwane przez biologiczne i większość fizykochemicznych procesów w OŚ. Przeciwnie, chlorki często dodaje się do ścieków podczas neutralizacji/zakwaszania za pomocą kwasu solnego lub podczas flokulacji za pomocą chlorku glinu lub żelaza.

Biologiczne OŚ (usuwanie węgla) działają nawet przy bardzo wysokich stężeniach soli (< 5 %). Jednak wysokie stężenia soli mogą utrudniać nityfikację. Chlorki są zwykle uwzględniane tylko w odniesieniu do wpływu na wydajność OŚ, np. na sedimentację, szybkość wzrostu bakterii lub zakłócenia w analizie, np. w pomiarach AOX i testach biologicznych.

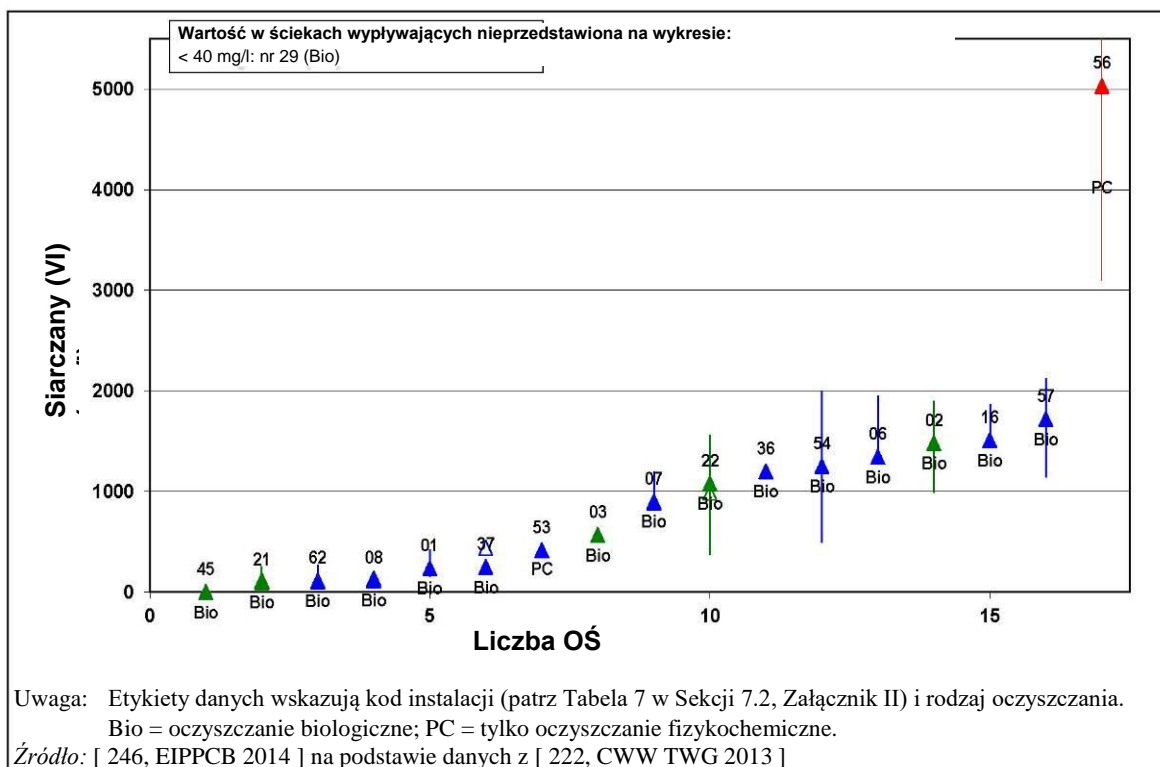
2.4.8 Siarczany

Siarczanów (VI) nie zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Jon siarczanowy (VI) jest jednym z głównych anionów występujących w naturalnych wodach. Jest to ważne ze względu na jego przeczyszczający wpływ na ludzi, gdy jest obecny w nadmiernych ilościach. Kontrolowanie zawartości siarczanów (VI) w ściekach wpływających do oczyszczalni ścieków jest ważne, ze względu na możliwość powstawania nieprzyjemnych odorów (tworzenie siarkowodoru) i problemów z korozją w przewodach ściekowych (w wyniku utleniania siarkowodoru do kwasu siarkowego (VI)). Nadmierne stężenia siarczanów mogą szkodzić organizmom słodkowodnym.

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do siarczanów (VI)

Dane dotyczące siarczanów (VI) zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości stężenia siarczanów (VI) w ściekach wpływających dla 18 (lub 35%) OŚ, a dla 6 (lub 33%) OŚ podano również wartości stężenia siarczanów (VI) w ściekach wpływających. Jedną wartość dla ścieków wpływających podano poniżej pewnego stężenia (Rysunek 2.36). Wiele podanych okresów uśredniania wynosiło jeden rok.



Rysunek 2.36: Średnie stężenia siarczanów w ściekach wpływających i wpływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy chlorków w ściekach wypływających wynoszą zazwyczaj ≤ 2 g/l. Podane wydajności redukcji są zazwyczaj niskie i wynoszą mniej niż 43%. Zatem OŚ zwykle nie mają wpływu na redukcję siarczanów (VI).

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji siarczanów (VI)

Ścieki z ładunkiem siarczanów (VI) można oczyszczać za pomocą nanofiltracji i odwróconej osmozy, ale tej techniki nie stosuje żadna OŚ z bezpośrednim zrzutem.

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości siarczanów (VI) podane dla 12 OŚ różnią się od średniej o wartość 1,2–6, ale częściej o wartość 1,2-2,3 (od 10 do 90 centyla).

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

We Flandrii (Belgia) siarczany (VI) uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 25 mg/l. Istnieje szereg międzynarodowych norm dotyczących pomiaru siarczanów (VI). W normie EN ISO 10304–1 (2007) stosuje się chromatografię jonową do oznaczania siarczanów (VI) przy dolnej granicy zastosowania 0,1 mg/l. W ISO 22743 (2006) podano metodę ciągłej analizy przepływowej (CFA) do oznaczania siarczanów (VI) w różnych rodzajach wód, w tym w ściekach. Metoda ma zastosowanie do próbek o stężeniu masowym od 30 mg/l do 300 mg/l. Można stosować inne zakresy stężeń, pod warunkiem, że obejmują dokładnie jeden rząd jednostek stężenia (np. od 100 mg/l do 1000 mg/l).

Parametry wpływające na wydajność

Nie dotyczy, ponieważ końcowych OŚ nie stosuje się powszechnie do redukcji siarczanów (VI).

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Siarczany (VI) w OŚ zazwyczaj nie usuwa się za pomocą procesów biologicznych i większości procesów fizykochemicznych, z wyjątkiem dodawania wodorotlenku wapnia lub wapna, które może prowadzić do wytrącania siarczanu wapnia. Przeciwnie, siarczany (VI) często dodaje się do ścieków podczas neutralizacji/zakwaszania za pomocą kwasu siarkowego (VI) lub podczas flokulacji za pomocą chlorku glinu lub żelaza.

2.4.9 Cyjanki (wolne)

Cyjanki zawarto w indykatywnym wykazie substancji zanieczyszczających w Załączniku II do IED (2010/75/UE), które należy uwzględnić przy ustalaniu dopuszczalnych wielkości emisji [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Cyjanki mogą występować w wodzie w postaci rozpuszczonej lub cząstek stałych. Mogą występować jako jony cyjankowe (CN^-), cyjanowódór (HCN), związane cyjanki złożone, cyjanki związane organicznie, np. nitryle i cyjanohydryny oraz inne postacie nieorganiczne, np. chlorek kwasu cyjanowodorowego (chlorocyjan, NCCl), bromocyjan (NCBr) i cyjanek trimetylosililu ($(\text{CH}_3)_3\text{SiCN}$). Wolny cyjanek powszechnie oznacza się jako CN^- , chociaż w rzeczywistości jest definiowany jako suma CN^- i HCN.

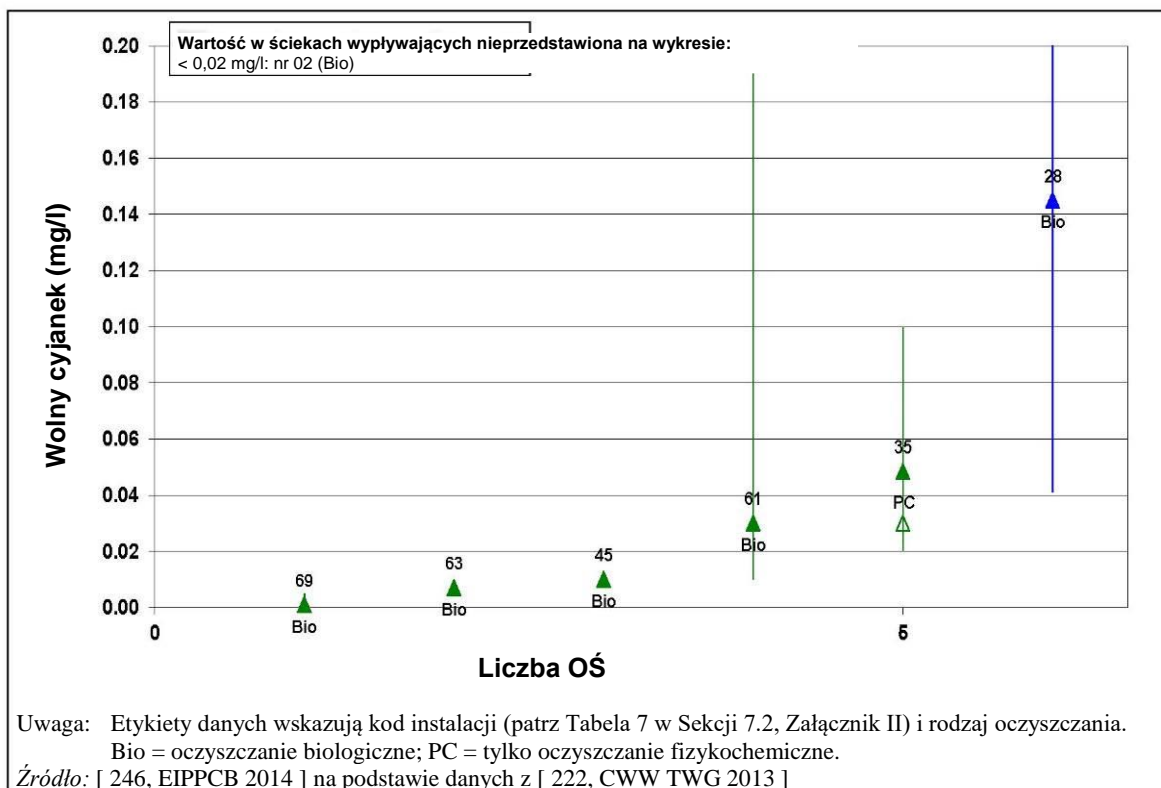
Wiele związków zawierających cyjanki jest wysoce toksycznych, ale niektóre nie są. Na przykład, organiczne cyjanki i heksacyanożelaziany (cyjanożelazian (II) i cyjanożelazian (III), w których grupa cyjankowa została uprzednio ściśle związana z jonem żelaza) mają niską toksyczność. Najniebezpieczniejsze cyjanki to cyjanki nieorganiczne, takie jak cyjanowódór i pochodzące od niego sole, takie jak między innymi cyjanek potasu (KCN) i cyjanek sodu (NaCN). Ponadto niektóre związki łatwo uwalniają HCN lub jon cyjankowy (CN^-), tak jak cyjanek trimetylosililu po zetknięciu z wodą i cyjanoakrylany podczas pirolizy. Głównym problemem związanym z wodnymi roztworami cyjanków jest to, że mogą się ulatniać, szczególnie gdy pH jest niższe niż 8.

Jon cyjankowy (CN^-) ma stosunkowo krótki okres półtrwania, ponieważ może służyć jako źródło energii dla bakterii tlenowych, pod warunkiem, że stężenie utrzymuje się poniżej progu działania toksycznego dla bakterii tlenowych. W USA w normie dotyczącej wody pitnej określono granicę 0,2 mg/l w celu ochrony przed

zakładami przemysłowymi z bezpośrednim zrzutem do wód naturalnych. Aby pokazać kontekst tego zagadnienia, w normach UE dotyczących wody pitnej ustalono granicę 0,05 mg/l (dla całkowitej ilości cyjaneków).

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do wolnych cyjaneków

Dane dotyczące wolnych cyjaneków zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości stężenia wolnych cyjaneków w ściekach wypływających dla siedmiu (lub 13%) OŚ, a dla jednej (lub 14%) OŚ podano również wartości stężenia wolnych cyjaneków w ściekach wpływających. Jedną wartość dla ścieków wpływających podano poniżej pewnego stężenia (Rysunek 2.37). Niektóre podane okresy uśredniania były średnimi rocznymi.



Rysunek 2.37: Średnie stężenia wolnych cyjaneków (głównie średnie roczne) w ściekach wpływających i wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

Średnie poziomy wolnych cyjaneków w ściekach wypływających wynoszą zazwyczaj $\leq 0,2$ mg/l.

Nie można było przedstawić wydajności redukcji ze względu na brak danych dotyczących ścieków wpływających.

Techniki podane, jako zastosowane do redukcji emisji cyjaneków

Na odpowiednio niskim poziomie cyjanek ulegają biodegradacji w dostosowanej oczyszczalni ścieków (patrz [105, COM 2006]). Szybkość biodegradacji zależy od działalności i adaptacji oczyszczalni ścieków. Gdy stężenia ścieków wpływających są wysokie (w zakresie 4–5 mg/l), istnieje ryzyko toksyczności dla bakterii do oczyszczania biologicznego.

Podano następujące techniki wstępnego oczyszczania:

- przekształcenie do glikonitrylu za pomocą formaldehydu i wodorotlenku sodu (np. nr 02, nr 28);
- utlenienie za pomocą nadtlenu wodoru (np. nr 35);
- tworzenie związków kompleksowych z żelazem i utlenianie ozonem (np. nr 61);
- utlenianie podchlorynem (np. nr 57, nr 63);
- utlenianie w warunkach zasadowych (np. nr 69).

Wahania emisji wokół średniej (dotyczące stężeń)

Maksymalne wartości wolnych cyjanków podane dla czterech OŚ różnią się od średniej o wartość 2,1-6,3.

Granice wykrywalności (LOD) i oznaczalności (LOQ)

Cyjanki mierzy się zazwyczaj jako parametr sumaryczny. W zależności od zastosowanej metody analitycznej uwzględniono więcej lub mniej rodzajów cyjanku. Łatwo uwalniany cyjanek rozumie się zwykle, jako sumę wszystkich związków cyjankowych, które uwalniają cyjanowodór przy wartości pH 4, obejmującą cyjanki metali alkalicznych i ziem alkalicznych, jak również cyjanki związane w słabych kompleksach metalu (np. $\text{Zn}(\text{CN})_4^{2-}$). Całkowita ilość cyjanków zwykle obejmuje wszystkie postacie nieorganiczne cyjanków, w tym związane cyjanki złożone, a także cyjanohydryny. Nie obejmuje ona nitryli, cyjanianów (OCN^-), tiocyjanianów (SCN^-) i chlorku kwasu cyjanowodorowego.

We Flandrii (Belgia) wolne cyjanki uznaje się za niemożliwe do oznaczenia ilościowego poniżej 0,01 mg/l. Istnieje szereg międzynarodowych norm dotyczących pomiaru cyjanków: W ISO 6703-1 (1984) opisano oznaczanie całkowitej ilości cyjanków, w ISO 6703-2 (1984) oznaczanie łatwo uwalnianego cyjanku, a w ISO 6703-3 (1984) oznaczanie chlorku kwasu cyjanowodorowego. ISO 6703-2 obejmuje trzy metody o różnych zakresach zastosowań: metodę fotometryczną z użyciem pirydyny/kwasu barbiturowego: od 0,002 mg/l do 0,025 mg/l; metodę miareczkową wykorzystującą efekt Tyndalla: > 0,005 mg/l; i metodę miareczkową z użyciem wskaźnika: > 0,05 mg/l. W normach EN ISO 14403-1 i -2 (2012) opisano metodę oznaczania całkowitej ilości cyjanku i wolnego cyjanku za pomocą analizy przepływu. Metody opierają się na mineralizacji promieniowaniem UV w przypadku całkowitej ilości cyjanku i detekcji spektrofotometrycznej. Metody stosuje się do różnych rodzajów wody w zakresie 0,002-0,5 mg/l.

Parametry wpływające na wydajność

Nie dotyczy, ponieważ końcowych OŚ nie stosuje się powszechnie do redukcji cyjanków.

Związek między wydajnością a technikami na podstawie ankiet

Jako podano w [105, COM 2006], ze względu na toksyczność cyjanki usuwa się z bogatych i ubogich w nie strumieni ścieków, np. przez regulację pH i degradację tlenową za pomocą H_2O_2 . W zależności od poszczególnych przypadków możliwe jest również zapewnienie bezpiecznego rozkładu cyjanków w biologicznej OŚ. Zastosowanie NaOCl do wstępnego oczyszczania ma potencjał do tworzenia AOX. Regeneracja różnych strumieni z ładunkiem cyjanków może umożliwić ponowne użycie i zastąpienie surowców. Cyjanki występujące w strumieniach ścieków wraz z wysokimi ładunkami ChZT można wstępnie oczyścić za pomocą technik takich jak mokre utlenianie za pomocą O_2 w warunkach zasadowych. W takich przypadkach w oczyszczanym strumieniu ścieków można osiągnąć poziomy cyjanków wynoszące < 1 mg/l.

2.4.10 Toksyczność**2.4.10.1 Informacje ogólne**

Podczas pierwszego badania przedłożono stosunkowo niewielką ilość danych dotyczących toksyczności. Przedłożone dane dotyczą głównie niemieckich instalacji, a ograniczone dane odpowiadają instalacjom francuskim (tj. nr 41 i nr 57) i włoskim (tj. nr 69).

Testy dotyczące ryb/ikry, testy dotyczące rozwielitek, testy dotyczące alg i testy dotyczące bakterii luminescencyjnych są powszechnymi metodami oceny toksyczności złożonych strumieni ścieków. Często wykorzystuje się je do uzyskania dodatkowych informacji, które można zdobyć na podstawie pomiarów parametrów sumarycznych (ChZT, OWO, BZT, AOX itd.). Dzięki testom toksyczności można ocenić w sposób zintegrowany możliwy niebezpieczny charakter ścieków i wszystkie efekty synergiczne, które mogą wystąpić z powodu obecności wielu różnych pojedynczych zanieczyszczeń. Oprócz możliwości wykorzystania testów toksyczności do oszacowania potencjalnych szkodliwych skutków dla ekosystemu/wód powierzchniowych, testy te mogą pomóc w ochronie lub optymalizacji biologicznych oczyszczalni ścieków (patrz [101, COM 2016]).

Istnieje szereg międzynarodowych norm dotyczących pomiaru toksyczności w ściekach, np. EN ISO 6341 (1996) dla rozwiłki wielkiej, EN ISO 8692 (2004) dla alg, EN ISO 113481-1 do -3 (2008) dla bakterii luminescencyjnych, EN ISO 20079 (2006) dla rzęsy wodnej i EN ISO 15088 (2008) dla danio przęgowanego (patrz Sekcja 3.2.2.2).

Testy toksyczności wymagają specjalistycznej wiedzy, która może nie być jeszcze dostępna we wszystkich zakładach/regionach i nie da się ich przeprowadzać bardzo często.

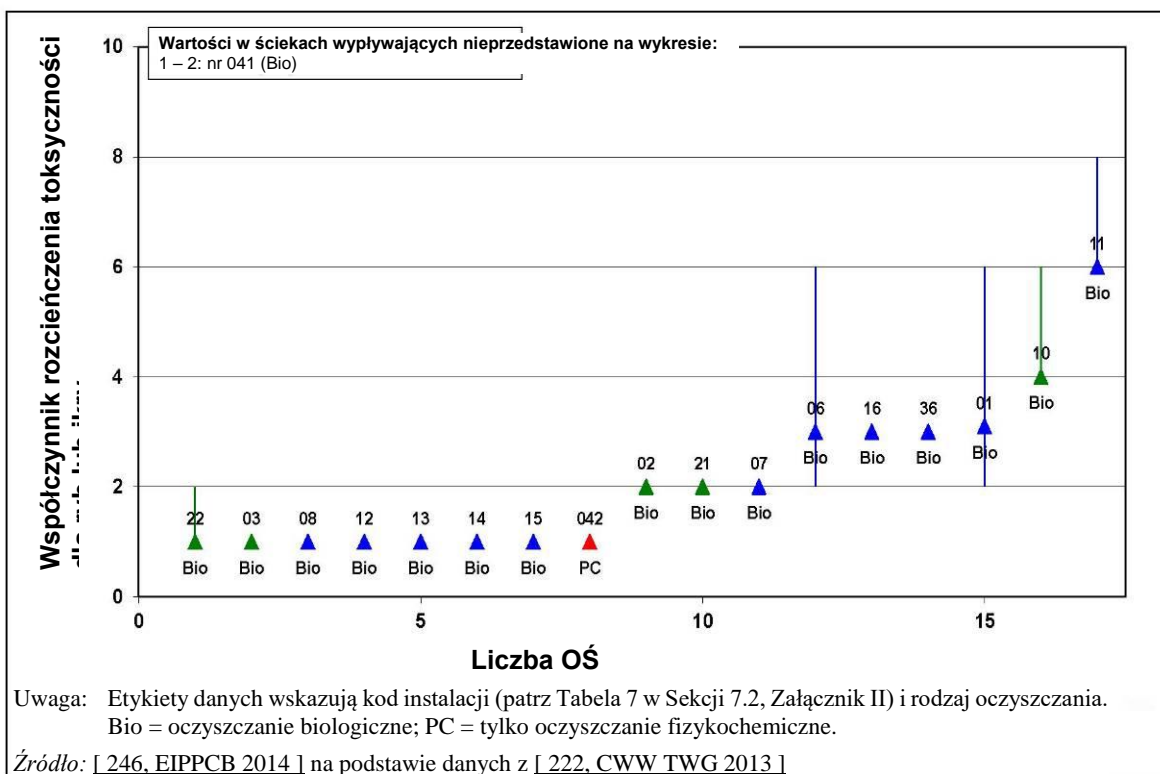
Techniki podane, jako zastosowane do redukcji toksyczności

Nie ma konkretnych technik zmniejszania toksyczności w ściekach. Można stosować wszystkie etapy oczyszczania streszczone we wcześniejszych sekcjach, które prowadzą do zmniejszenia stężenia toksycznych związków organicznych i nieorganicznych (np. metali, amoniaku, cyjanów, fenoli i toksycznych składowych ChZT/BTZ).

2.4.10.2 Toksyczność dla ryb lub ikry

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do toksyczności wobec ryb lub ikry

Dane dotyczące toksyczności zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości toksyczności dla ryb lub ikry w ściekach wypływających dla 18 (lub 35%) OŚ (Rysunek 2.38). Zwykle nie podaje się okresów uśredniania. Wartości średnie są oparte na liczbie pomiarów w zakresie od 5 do 21.

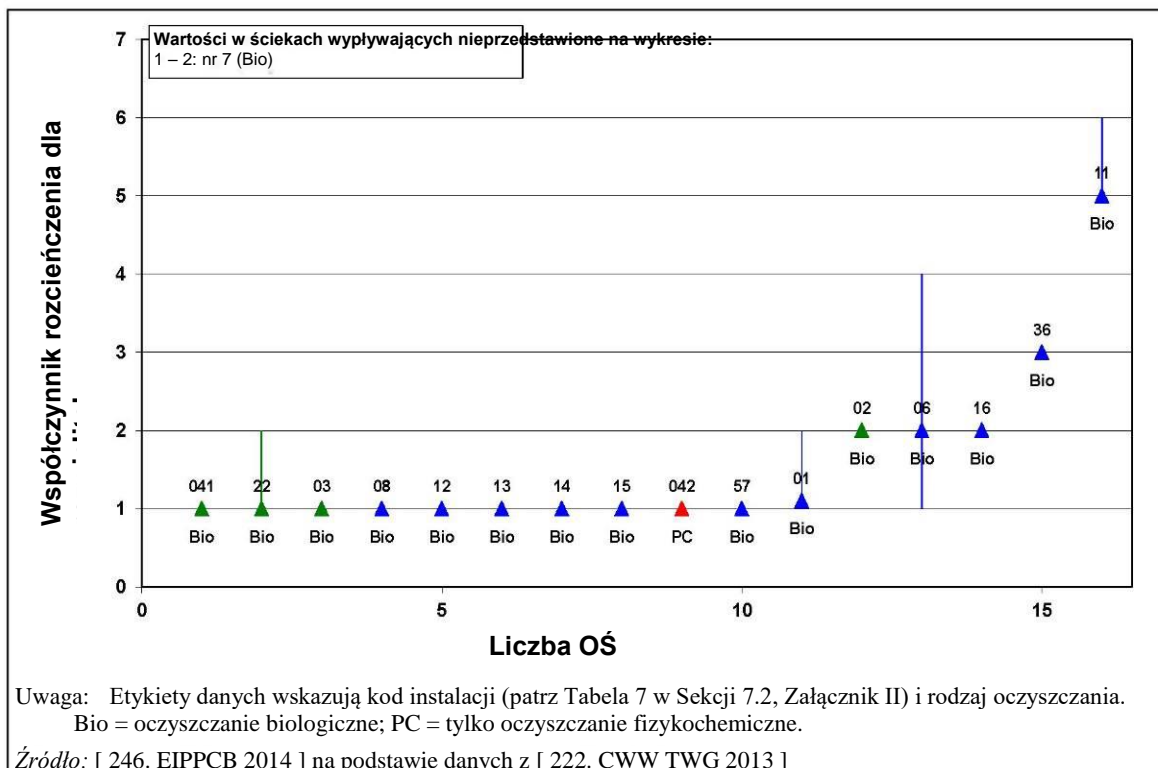


Rysunek 2.38: Współczynniki rozcieńczenia dla ryb lub ikry w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

2.4.10.3 Toksyczność dla rozwielitek

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do toksyczności wobec rozwielitek

Dane dotyczące toksyczności zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości toksyczności w ściekach wypływających dla 17 (lub 33%) OŚ (Rysunek 2.39). Okresy uśredniania nie są na ogół podane (średnie roczne podano dla dwóch zakładów). Wartości średnie są oparte na liczbie pomiarów w zakresie od 5 do 20.

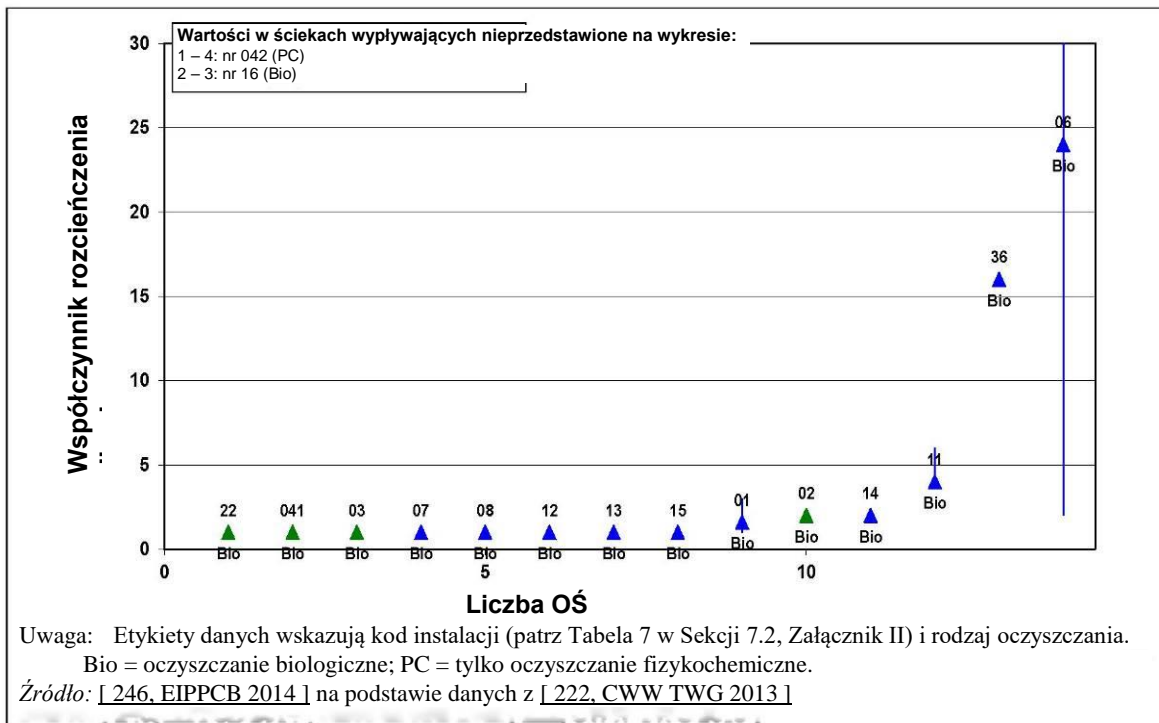


Rysunek 2.39: Współczynniki rozcieńczenia dla rozwielitek w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

2.4.10.4 Toksyczność dla alg

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do toksyczności wobec alg

Dane dotyczące toksyczności zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości toksyczności dla alg w ściekach wypływających dla 16 (lub 31%) OŚ (Rysunek 2.40). Okresy uśredniania nie są na ogół podane (średnie roczne podano dla jednego zakładu). Liczba pomiarów mieści się w zakresie od 5 do 22.

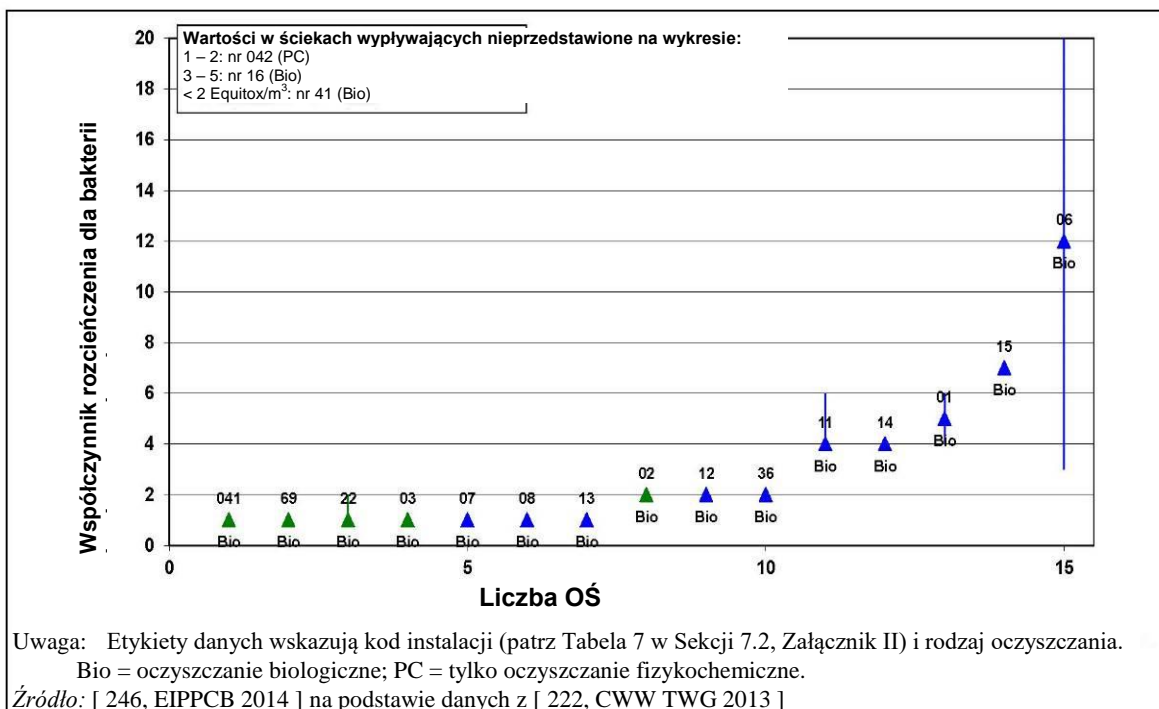


Rysunek 2.40: Współczynniki rozcieńczenia dla alg w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

2.4.10.5 Toksyczność dla bakterii luminescencyjnych

Przegląd wydajności OŚ w stosunku do toksyczności wobec bakterii luminescencyjnych

Dane dotyczące toksyczności zostały zebrane tylko podczas pierwszego badania, ale nie podczas drugiego. Spośród całkowitej liczby 52 OŚ ze zrzutem bezpośrednim uczestniczących w pierwszym badaniu, podano wartości toksyczności dla bakterii luminescencyjnych w ściekach wypływających dla 18 (lub 35%) OŚ (Rysunek 2.41). W przypadku instalacji nr 41 wartości toksyczności podano w jednostkach Equitox/m³, co wynika z testu komercyjnego. Przekształcenie do współczynników rozcieńczenia nie jest proste. Okresy uśredniania nie są na ogół podane (średnie roczne podano dla dwóch zakładów). Wartości średnie są oparte na liczbie pomiarów w zakresie od 5 do 20.



Rysunek 2.41: Współczynniki rozcieńczenia dla bakterii luminescencyjnych w ściekach wypływających w OŚ z bezpośrednim zrzutem

3. TECHNIKI, KTÓRE NALEŻY UWZGLĘDNIĆ PRZY OKREŚLANIU BAT

W niniejszym rozdziale opisano techniki (lub ich połączenia) oraz związane z tym monitorowanie, które uważa się za mające potencjał do osiągnięcia wysokiego poziomu ochrony środowiska w działaniach wchodzących w zakres niniejszego dokumentu. Opisane techniki obejmują zarówno zastosowaną technologię, jak i sposób, w jaki projektuje się, buduje, konserwuje, eksploatuje i likwiduje instalacje.

Głównym tematem tego rozdziału są systemy zarządzania środowiskowego i techniki oczyszczania ścieków i gazów odlotowych typu „końca rury”. Inne uwzględnione kwestie to monitorowanie emisji, zużycie wody i wytwarzanie ścieków, gospodarowanie odpadami i oczyszczanie osadów. Opisane techniki obejmują również środki stosowane w celu zapobiegania lub ograniczania skutków wypadków i awarii dla środowiska. Obejmują one również środki podejmowane w celu zapobiegania lub zmniejszania emisji w innych niż normalne warunkach eksploatacji (takich jak operacje rozruchu i wyłączenia, wycieki, awarie, chwilowe przestoje i ostateczne zaprzestanie eksploatacji).

Załącznik III do Dyrektywy wymienia szereg kryteriów określania BAT, a informacje w niniejszym rozdziale odnoszą się do tych rozważań. Standardowa struktura w Tabeli 3.1 służy do opisanie informacji dotyczących każdej techniki, aby umożliwić porównanie technik i ocenę pod kątem definicji BAT w Dyrektywie.

Niniejszy rozdział niekoniecznie zawiera wyczerpującą listę technik, które można stosować w tym sektorze. Mogą istnieć lub mogą zostać opracowane inne techniki, które można wziąć pod uwagę przy ustalaniu BAT dla poszczególnych instalacji.

Tabela 3.1: Informacje dla każdej techniki

Nagłówki w sekcjach
Opis
Osiągnięte korzyści dla środowiska
Efekty przenoszenia zanieczyszczeń
Dane robocze
Możliwość zastosowania
Ekonomika
Siła napędowa dla wdrożenia
Przykładowe instalacje
Literatura źródłowa

3.1 Zarządzanie środowiskiem

3.1.1 Streszczenie

Sekcja 3.1 zawiera szczegółowe informacje na temat ogólnych opisów w rozdziale 1 i opisuje głównie aspekty gospodarowania ściekami i gazami odlotowymi w kontekście dyrektywy IED (2010/75/UE). Podkreśla ona znaczenie zarządzania w osiągnięciu wysokiego poziomu ochrony środowiska jako całości podczas eksploatacji instalacji lub zakładu chemicznego. Tam, gdzie to możliwe, utrzymuje się wspólne podejście do emisji wodnych i gazowych; odniesień do ośrodka dokonuje się tylko wtedy, gdy stosuje się strategie lub narzędzia związane z ośrodkiem.

W niniejszej sekcji opisano zarządzanie środowiskowe jako współdziałanie między systemami zarządzania i narzędziami zarządzania i nie ogranicza się ona do kwestii związanych z odpadami i gazami odlotowymi, ale do zaangażowania w wymagania dyrektywy IED (2010/75 / UE). W przeciwnym razie nie spełniłaby ona celu zintegrowanego podejścia.

Wdrożenie systemu zarządzania środowiskowego w danym zakładzie zależy od wpływu na środowisko prowadzonych tam działań i musi uwzględniać konkretną sytuację środowiskową na terenie zakładu i wokół niego. W niniejszym rozdziale przedstawiono ogólny zarys i odpowiednie narzędzia do wdrożenia systemu zarządzania środowiskowego istotnego dla zakładów chemicznych

3.1.2 Systemy zarządzania środowiskowego (EMS)

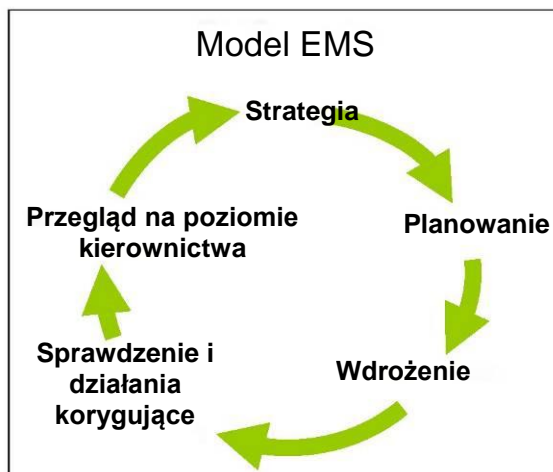
Opis

W Dyrektywie zdefiniowano „techniki” (zgodnie z definicją „najlepszych dostępnych technik”) jako „zarówno zastosowaną technologię, jak i sposób, w jaki projektuje się, buduje, konserwuje, eksploatuje i likwiduje instalację”.

Pod tym względem system zarządzania środowiskowego (EMS) jest techniką umożliwiającą operatorom instalacji rozwiązywanie problemów środowiskowych w systematyczny i możliwy do udowodnienia sposób. Systemy EMS są najbardziej skuteczne i wydajne, jeżeli stanowią nieodłączną część ogólnego zarządzania i eksploatacji instalacji.

System EMS skupia uwagę operatora na efektywności środowiskowej instalacji; w szczególności poprzez zastosowanie przejrzystych procedur eksploatacyjnych, zarówno w normalnych, jak w innych niż normalne warunki pracy oraz poprzez określenie powiązanych zakresów odpowiedzialności.

Wszystkie skuteczne EMS zawierają koncepcję ciągłego doskonalenia, co oznacza, że zarządzanie środowiskowe jest procesem ciągłym, a nie projektem, który ostatecznie dobiega końca. Istnieją różne projekty procesów technologicznych, ale większość EMS opiera się na cyklu „planuj–wykonaj–sprawdź–działaj” (który jest szeroko stosowany w innych kontekstach zarządzania przedsiębiorstwem). Cykl jest iteracyjnym modelem dynamicznym, w którym ukończenie jednego cyklu przepływa na początek następnego (patrz Rysunek 3.1).



Rysunek 3.1: Ciągłe doskonalenie w modelu EMS

System EMS może przybrać postać systemu znormalizowanego lub nieznormalizowanego („zindywidualizowanego”). Wdrożenie i przestrzeganie znormalizowanego systemu uznanego na arenie międzynarodowej, takiego jak EN ISO 14001:2015, może nadać EMS większą wiarygodność, zwłaszcza w przypadku poddania go prawidłowo przeprowadzonej weryfikacji zewnętrznej. System EMS zapewnia dodatkową wiarygodność dzięki interakcji z opinią publiczną dzięki deklaracji środowiskowej i mechanizmowi zapewnienia zgodności z obowiązującym prawodawstwem w zakresie ochrony środowiska. Jednak nieznormalizowane systemy mogą być w zasadzie równie skuteczne, o ile są odpowiednio zaprojektowane i wdrożone.

Chociaż zarówno systemy znormalizowane (EN ISO 14001: 2015 lub EMAS), jak i systemy nieznormalizowane mają zasadniczo zastosowanie do **organizacji**, niniejszy dokument przyjmuje węższe podejście, nie obejmujące wszystkich działań organizacji, np. w odniesieniu do ich produktów i usług, ze względu na fakt, że Dyrektywa zawiera przepisy dotyczące tylko **instalacji/zakładów**.

System EMS może zawierać następujące składowe:

- I. zaangażowanie ścisłego kierownictwa, w tym kadry kierowniczej wyższego szczebla;
- II. politykę ochrony środowiska, która obejmuje ciągłe doskonalenie instalacji przez kierownictwo;
- III. planowanie i ustalenie niezbędnych procedur, celów i zadań w powiązaniu z planami finansowymi i inwestycjami;
- IV. wdrożenie procedur ze szczególnym uwzględnieniem:
 - a) struktury i odpowiedzialności,
 - b) rekrutacji, szkoleń, świadomości i kompetencji,
 - c) komunikacji,
 - d) zaangażowania pracowników,
 - e) dokumentacji,
 - f) wydajnej kontroli procesu,
 - g) programów obsługi technicznej,
 - h) gotowości na sytuacje awaryjne i reagowania na nie,
 - i) zapewnienia zgodności z przepisami dotyczącymi środowiska;
- V. sprawdzanie efektywności i podejmowanie działań korygujących, ze szczególnym uwzględnieniem:
 - a) monitorowania i pomiarów (patrz też sprawozdanie referencyjne dotyczące monitorowania emisji do powietrza i wody przez instalacje IED) ([101, COM 2016]),
 - b) działań naprawczych i zapobiegawczych,
 - c) prowadzenia zapisów,
 - d) niezależnego (jeżeli jest to możliwe) audytu wewnętrznego i zewnętrznego w celu określenia, czy system EMS jest zgodny z zaplanowanymi ustaleniami oraz czy jest właściwie wdrożony i utrzymywany;

- VI. przegląd systemu EMS przeprowadzony przez kadrę kierowniczą wyższego szczebla pod kątem stałej przydatności systemu, jego odpowiedniości i skuteczności;
- VII. opracowanie formalnej deklaracji środowiskowej;
- VIII. zatwierdzenie przez jednostkę certyfikującą lub zewnętrznego weryfikatora EMS;
- IX. podążanie za rozwojem czystszych technologii;
- X. uwzględnienie – na etapie projektowania nowej instalacji i przez cały okres jej eksploatacji – skutków dla środowiska wynikających z ostatecznego wycofania instalacji z eksploatacji;
- XI. regularne stosowanie sektorowej analizy porównawczej;
- XII. plan gospodarowania odpadami (patrz Sekcja 3.4.1).

W szczególności w przypadku sektora przemysłu chemicznego, ważne jest również uwzględnienie następujących cech systemu EMS:

- XIII. w odniesieniu do instalacji/obiektów, w których działają różni operatorzy, ustanowienie przepisów określających role, obowiązki i koordynację procedur operacyjnych dla każdego operatora zespołu urządzeń w celu zacieśnienia współpracy między różnymi operatorami (patrz Sekcja 3.1.3);
- XIV. utworzenie wykazów strumieni ścieków i gazów odlotowych (patrz Sekcja 3.1.5.2.3).

W niektórych przypadkach poniższe elementy stanowią część systemu EMS:

- XV. plan zarządzania odorami (patrz Sekcja 3.5.5.2);
- XVI. plan zarządzania hałasem,

Osiągnięte korzyści dla środowiska

System EMS promuje i wspiera ciągłe ulepszanie efektywności środowiskowej instalacji. Jeśli instalacja ma już dobrą ogólną efektywność środowiskową, system EMS pomaga operatorowi utrzymać wysoki poziom wydajności.

Dane robocze

Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie zgłoszono. Systematyczna analiza początkowych skutków dla środowiska i możliwości poprawy w kontekście EMS stanowi podstawę do oceny najlepszych rozwiązań dla wszystkich komponentów środowiska.

Możliwość zastosowania

Składowe opisane powyżej można zazwyczaj stosować do wszystkich instalacji objętych zakresem niniejszego dokumentu. Zakres (np. poziom szczegółowości) i rodzaj systemu EMS (np. system znormalizowany lub nieznormalizowany) będą zasadniczo odnosić się do charakteru, skali i złożoności instalacji oraz do zasięgu oddziaływania takiej instalacji na środowisko

Ekonomika

Trudno jest dokładnie określić koszty i korzyści ekonomiczne związane z wprowadzeniem i utrzymaniem dobrego systemu EMS. Istnieją również korzyści ekonomiczne, które wynikają z korzystania z systemu i różnią się znacznie w zależności od sektora.

Koszty zewnętrzne związane z weryfikacją systemu można oszacować na podstawie wytycznych wydanych przez Międzynarodowe Forum Akredytacji [170, IAF 2010].

Siły napędowe dla wdrożenia

Siły napędowe dla wdrożenia systemu EMS obejmują:

- lepszą efektywność środowiskową;
- lepszy wgląd w kwestie środowiskowe przedsiębiorstwa, co można wykorzystać do spełnienia wymagań w zakresie ochrony środowiska ze strony klientów, organów ds. nadzoru, banków, firm ubezpieczeniowych lub innych zainteresowanych stron (np. osób mieszkających lub pracujących w pobliżu instalacji);
- lepsze podstawy do podejmowania decyzji;
- większą motywację personelu (np. zarządzający mogą mieć pewność, że wpływ na środowisko jest kontrolowany, a pracownicy mogą czuć, że pracują dla ekologicznie odpowiedzialnego przedsiębiorstwa);
- dodatkowe możliwości obniżenia kosztów eksploatacji i poprawy jakości produktu;
- lepszy wizerunek przedsiębiorstwa;
- zmniejszona odpowiedzialność, koszty ubezpieczenia i niezgodności.

Przykładowe instalacje

Systemy EMS stosuje się w wielu instalacjach chemicznych w całej UE.

Literatura źródłowa

[101, COM 2016] [170, IAF 2010] [172, CEN 2015] [173, nr ewidencyjny 1221/2009]

3.1.3 Konwencje

Opis

„Konwencja” jest dokumentem umownym dotyczącym bezpośrednio lub pośrednio zagrożeń dla środowiska, zdrowia i bezpieczeństwa (EHS) i ustanowionym między dwoma lub większą liczbą operatorów/właścicieli instalacji działających w tym samym obiekcie przemysłowym. Nie uwzględnia się tutaj umów między przedsiębiorstwem a jego podwykonawcami (w Europie relacje te są objęte przepisami bezpieczeństwa i higieny pracy w zakresie zapobiegania zagrożeniom, np. Dyrektywą 89/391/EWG w sprawie wprowadzenia środków w celu poprawy bezpieczeństwa i zdrowia pracowników w miejscu pracy [84, Dyrektywa 89/391/EWG 1989]).

Konwencje mają na celu między innymi:

- wyjaśnienie roli, obowiązków i koordynacji procedur operacyjnych każdego operatora / właściciela instalacji na terenie przemysłowym i innych stron konwencji dotyczących wspólnych (lub powiązanych) infrastruktur, instalacji, działań i powiązanych zasobów (może to również obejmować właścicieli gruntów i podmioty odpowiedzialne za wcześniejsze zanieczyszczenie obiektu) w celu zacieśnienia współpracy między różnymi operatorami;
- określenie zasad użytkowania i finansowania wspólnej infrastruktury, instalacji lub działalności;
- identyfikowanie i minimalizowanie ryzyka związanego z działaniami jednego operatora, które mogłyby mieć negatywny wpływ na pracowników lub instalacje innego operatora oraz na ogólne ryzyko na poziomie całego obiektu (w tym ryzyka dla środowiska);
- zdefiniowanie wspólnych zasad EHS obowiązujących na poziomie całego obiektu (np. wewnętrznych planów awaryjnych w przypadku wypadków i możliwych efektów domina, gospodarowania odpadami, eksploatacji wspólnych oczyszczalni ścieków/gazów odlotowych oraz monitorowania emisji niezorganizowanych/rozproszonych).

Konwencja jest często traktowana jako gwarancja dla operatora w odniesieniu do ciągłej eksploatacji wspólnej infrastruktury (np. sieci rurociągów, kanalizacji, dróg, ogrodzeń, systemów ochrony przeciwpożarowej), obiektów (np. wspólnej oczyszczalni ścieków/gazów odlotowych, elektrowni, dystrybutorów gazu przemysłowego, magazynów i składów substancji chemicznych) oraz usług (np. w zakresie bezpieczeństwa i szkoleń).

Efektywny system konwencji zazwyczaj obejmuje następujące elementy:

- Organy decyzyjne (komitety), których zadania obejmują:
 - wspólne zasoby (np. krótkoterminowe/długoterminowe finansowanie, eksploatację i konserwację);
 - wspólne zasady EHS (np. definiowanie, implementację, kontrolę i aktualizację).Znaczenie każdego operatora w procesie decyzyjnym opiera się nie tylko na aspektach finansowych i wynagrodzeniach; uwzględnia się potencjalne zagrożenia i rzeczywisty wpływ działalności (szczególnie na środowisko). Organy decyzyjne ustalają własne zasady, w tym procedury rozwiązywania ewentualnych sporów i konfliktów oraz kwestii poufności/własności.
- Wykorzystanie „przedsiębiorstwa infrastrukturalnego” z wyraźnie określonymi rolami i uprawnieniami w odniesieniu do globalnego interesu obiektu w celu:
 - obsługi i konserwacji wspólnych zasobów (np. sieci rurociągów, dróg, kanalizacji, zasilania);
 - zapewnienia wspólnych usług innym operatorom (np. dotyczących zezwoleń na dostęp do obiektu, ogólnego szkolenia podwykonawców przed wejściem na teren obiektu, zasad ruchu drogowego i procedur awaryjnych w całym obiekcie);
 - koordynowania działalności operatorów w zakresie działań EHS w odniesieniu do całego obiektu.
- Sprawdzanie procesów (np. audyty) w celu oceny przestrzegania warunków konwencji przez operatorów. Obejmuje to sposób postępowania z niezgodnościami. Kontrole lub audyty mogą być przeprowadzane przez „przedsiębiorstwo infrastrukturalne”, a także przez przedsiębiorstwa całkowicie zewnętrzne w stosunku do obiektu przemysłowego.

Gdy konwencja dotyczy eksploatacji wspólnej oczyszczalni ścieków lub gazów odlotowych, konwencja może w szczególności określać zakres ścieków lub gazów odlotowych, które wspólna oczyszczalnia może uzdatniać w normalnych warunkach eksploatacji (np. dla OŚ, ładunek zanieczyszczeń w kg/dzień jako średnią miesięczną, maksymalny ładunek zanieczyszczeń w kg/dzień przez pięć kolejnych dni, patrz Sekcja 3.1.5.2.3).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Oczekuje się, że wzmocniona współpraca pomiędzy różnymi operatorami dużego obiektu przemysłowego w kwestiach związanych z EHS przyniesie korzyści dla środowiska, takie jak zmniejszenie zużycia surowców i energii, zmniejszenie emisji do powietrza i wody, zwiększona zdolność i skuteczność w dotycząca reagowania na sytuacje awaryjne oraz zapobieganie lub minimalizacja szkód w środowisku.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Brak.

Dane robocze

Konwencje skupiają się na definicjach i zasadach wykonywania indywidualnych i zbiorowych obowiązków.

Termin „konwencja” raczej odnosi się do dokumentów operacyjnych niż je obejmuje.

W konwencjach stwierdza się, że zasady są powiązane z instalacjami, a nie z operatorami (nowy operator, który kupuje istniejącą instalację na terenie obiektu, musi podpisać konwencję).

Konwencje określają zasady dotyczące sposobu ich aktualizacji. Aktualizacja konwencji może odbywać się na przykład co pięć lat.

Możliwość zastosowania

Konwencje mają zastosowanie w obiektach przemysłowych, w których więcej niż jeden operator prowadzi działalność produkcyjną, jeżeli istnieje ryzyko na poziomie zetknięcia ich działalności.

Ekonomika

Konwencje mają szereg pozytywnych aspektów ekonomicznych, które wynikają, na przykład, ze skutecznego zarządzania (w tym ochrony przed uszkodzeniami) współdzielonej infrastruktury/instalacji (np. centralnej OŚ) oraz szybszej i bardziej wydajnej reakcji na zdarzenia wpływające na obiekt, ograniczając w ten sposób ryzyko finansowe.

Siła napędowa dla wdrożenia

Z punktu widzenia poszczególnych operatorów uważa się, że ustanowienie konwencji zwiększa efektywność działania, poprzez następujące czynności:

- jasne określenie obowiązków każdego operatora;
- posiadanie gwarancji dotyczących długoterminowego zarządzania wydajnie współdzielonymi zasobami;
- dzielenie się praktykami, słownictwem i kulturą ryzyka z innymi operatorami.

Właściwe organy mogą zachęcać do ustanawiania konwencji jako sposobu na wyjaśnienie obowiązków różnych przedsiębiorstw w dużych obiektach chemicznych w odniesieniu do ogólnego zarządzania obiektem i do przyjęcia pozytywnych aspektów w odniesieniu do ochrony środowiska.

Przykładowe instalacje

- Zakłady chemiczne Les Roches, Roussillon, Francja.
- Zakłady petrochemiczne Lavera, Lavera, Francja.
- Platforma chemiczna Villers Saint–Paul, Villers Saint–Paul, Francja [149, ATOFINA i wsp. 2003].

Literatura źródłowa

[84, Dyrektywa 89/391/EWG 1989] [120, Gaucher i Dolladille 2008] [149, ATOFINA i wsp. 2003]

3.1.4 Zarządzanie ściekami**Opis**

Wiele zakładów chemicznych eksploatuje centralną OŚ jako etap końcowej obróbki. W większości przypadków takie końcowe oczyszczanie opiera się na oczyszczaniu biologicznym, ale czasami stosuje się tylko oczyszczanie fizykochemiczne.

Procedury operacyjne

Eksploatacja centralnej OŚ podlega procedurom operacyjnym związanym z procedurami/EMS (patrz Sekcja 3.1.2) poszczególnych zakładów/jednostek, z których pochodzą ścieki. Procedury te opisują w szczególności niezbędne interakcje między operatorami poszczególnych instalacji wytwarzających ścieki a operatorami centralnych OŚ. Kiedy operatorzy poszczególnych instalacji i operatorzy centralnej OŚ należą do różnych przedsiębiorstw, ustanawia się konwencje (patrz Sekcja 3.1.3). Należy zapewnić odpowiednią komunikację pomiędzy zakładami produkcyjnymi a centralną OŚ (np. przez radio, telefon komórkowy, sieć komputerową) w przypadku zwykłych operacji oraz sytuacji nieprzewidzianych lub awaryjnych.

Wszystkie zakłady/jednostki, a nawet obszary obiektu chemicznego, mają lokalne procedury awaryjne w celu zapewnienia właściwego obchodzenia się z wyciekami szkodliwych substancji; na ogół obejmuje to umieszczenie w zbiornikach ściekowych lub dużych pojemnikach do przewozu luzem (IBC) i powiadomienie sekcji środowiskowej, aby mogła ocenić strumienie ścieków pod kątem usunięcia na terenie obiektu lub poza nim.

Zarządzanie wahaniami

Operatorzy centralnej OŚ muszą zarządzać wahaniami dopływu ścieków do centralnej OŚ, aby radzić sobie ze zmiennością sezonową (lato/zima), procedurami uruchamiania i wyłączania, systemem mycia mechanicznego sterowanego automatycznie w obiegu zamkniętym (CIP), operacjami ciągłymi i/lub okresowymi, produkcjami kampanii sezonowych

(np. wysokowartościowych chemikaliów) i innymi warunkami, które mogą wpływać na skład ścieków wpływających (patrz także Sekcja 3.3.2.1).

Kiedy produkcja chemikaliów jest organizowana w kampaniach (np. w wytwarzaniu wysokowartościowych chemikaliów organicznych lub nieorganicznych), istnieją procedury służące do oceny wpływu zmian produkcyjnych na strumienie ścieków przesyłane do kanalizacji, aby zoptymalizować wykorzystanie centralnej OŚ i zminimalizować wpływ na środowisko. Ścieki wpływające wody procesowej są analizowane rutynowo w każdej kampanii w celu sprawdzenia podobieństwa. Zmiany w strategii/procedurach/sprzęcie do monitorowania mogą być konieczne, jeżeli zmodyfikowano produkcję (np. proces, sprzęt, produkt) (patrz również Sekcja 3.1.5.3.2).

W wyniku wszystkich możliwych problemów eksploatacyjnych, które mogą wpłynąć na jakość i/lub ilość ścieków wpływających do centralnej OŚ, jej operatorzy zaobserwują szeroki zakres emisji dla wielu różnych parametrów. Aby zoptymalizować wydajność OŚ pod kątem zmieniających się warunków związanych ze ściekami wpływającymi, potrzebne są informacje na temat ograniczeń projektu OŚ (np. przepustowości hydraulicznej, rodzaju napowietrzania, etapach obróbki tlenowej i/lub beztlenowej), ingerencji w zbiornisko biologiczne/biocenozę i lokalnych warunków eksploatacyjnych.

Znajomość poszczególnych strumieni ścieków poddawanych oczyszczeniu

Wydajne gospodarowanie ściekami w dużym obiekcie chemicznym wymaga znajomości odpowiednich parametrów w sytuacji miejscowej, np. masowego natężenia przepływu, stężeń poszczególnych pojedynczych substancji lub parametrów sumarycznych, temperatury, pH, a także elastyczności w postępowaniu z różnymi okolicznościami i zależności między różnymi strumieniami ścieków pochodzącymi z zakładów/jednostek produkcyjnych. Założenie i utrzymywanie spisu/rejestru strumieni (patrz Sekcja 3.1.5.2.3) umożliwia identyfikację parametrów, które mogą mieć wpływ na wydajność centralnej OŚ oraz podjęcie wszelkich niezbędnych działań w celu zapewnienia jej właściwego funkcjonowania.

W odniesieniu do każdego strumienia ścieków wpływających odprowadzanych do centralnej OŚ, operator centralnej OŚ i operator zakładu/jednostki, z których pochodzą ścieki, współpracują w celu ustalenia charakterystyki ścieków, która określa w szczególności zakres każdego odpowiedniego parametru dla ścieków wpływających (np. natężenie przepływu, pH, temperaturę, podatność na biodegradację i zdolność do bioeliminacji, zawartość substancji stałych, toksyczność dla biomasy i środowiska wodnego, metale ciężkie, barwę), a także rodzaj i częstość schematu monitorowania ścieków wpływających.

Dopóki jakość ścieków mieści się w granicach charakterystyki, można je z reguły odprowadzić do systemu kanalizacyjnego bez dalszej komunikacji między operatorami zakładu/jednostki a operatorami centralnej OŚ. Gdy ścieki wpływające nie są zgodne z charakterystyką i zostanie to zidentyfikowane, operatorzy zakładu/jednostki, z której pochodzą ścieki wpływające, kontaktują się z operatorami centralnej OŚ, aby zdecydować, jak poradzić sobie z tą nową sytuacją. Ścieki można odprowadzić do kanalizacji bez jakiegokolwiek wstępnego oczyszczania, jeżeli pozwala na to przepustowość centralnej OŚ (pod względem rodzaju i ilości ścieków, które można oczyścić w konkretnej sytuacji). W każdym innym przypadku ścieki czasowo przechowuje się w zbiornikach buforowych lub w zbiornikach awaryjnych. Zbiorniki awaryjne mogą służyć jako bufony regulujące wprowadzanie do kanalizacji, aby nie przekroczyć przepustowości OŚ. W zbiornikach awaryjnych możliwe jest wstępne oczyszczanie.

Testowanie ścieków przed podjęciem decyzji o oczyszczeniu

Przed zaakceptowaniem nowych warunków dotyczących ścieków, które mają zostać odprowadzone do sieci kanalizacyjnej na terenie obiektu, należy je zbadać i/lub poddać testom. Testy przeprowadza się pod nadzorem ekspertów analitycznych z OŚ w reprezentatywnych warunkach na pierwotnych ściekach z rzeczywistej centralnej OŚ. Ścieki wpływające poddaje się testom, w tym w razie potrzeby testom biologicznym (np. można zastosować test Zahn–Wellensa). Jeśli nowe ścieki nie są akceptowalne, może być konieczne wstępne oczyszczanie lub wymagana będzie utylizacja.

Monitorowanie sieci kanalizacyjnej zakładu chemicznego

Skuteczny system gospodarowania ściekami wymaga odpowiedniego systemu monitorowania ścieków na terenie obiektu. Nie oznacza to monitorowania każdego parametru na każdym skrzyżowaniu kanałów ściekowych, ale skuteczne zdefiniowanie odpowiednich punktów monitorowania, parametrów

monitorowania i częstotliwości monitorowania (np. ciągle, pobieranie próbek) w celu efektywnego zarządzania ściekami.

Niektóre przykłady ważnych parametrów, które należy monitorować, obejmują:

- masowe natężenie przepływu ścieków;
- temperaturę ścieków;
- węgiel, azot i fosfor oraz związek między tymi parametrami na etapie napowietrzania w centralnej biologicznej OŚ;
- pH;
- krytyczne (pojedyncze) substancje z poszczególnych zakładów/jednostek;
- aktywność osadu (temperaturę, stężenie składników odżywczych, czas retencji) w biologicznych OŚ.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zoptymalizowana wydajność centralnej OŚ, uniknięcie słabej efektywności środowiskowej w wyniku wahań jakości i/lub ilości ścieków wpływających do centralnej OŚ.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Brak.

Dane robocze

Proces oczyszczania w centralnej biologicznej OŚ obejmuje mieszane zbiorowiska mikrobiologiczne, które mogą powodować rozkład zanieczyszczeń w określonych warunkach eksploatacji. Aby nie pogarszać wydajności procesu oczyszczania biologicznego, operatorzy OŚ muszą upewnić się, że wymagania eksploatacyjne są przez cały czas spełnione. W przypadku zakłóceń w działaniu oczyszczania biologicznego, operatorzy muszą podjąć niezbędne działania, aby skutecznie i terminowo opanować konkretną sytuację. Jako minimalne wymaganie należy zapewnić stosunek C/N/P w ściekach wpływających w każdych warunkach eksploatacji. Dlatego operatorzy OŚ muszą posiadać informacje na temat ścieków wpływających oraz na temat działania jednostek do wstępnego oczyszczania w zakładach chemicznych. W przypadku braku źródła węgla do denitryfikacji i/lub składników odżywczych (N, P), operatorzy powinni dostarczać pożywkę (np. produkty uboczne, strumień stężonych ścieków), aby zrekompensować niedobór. W celu utrzymania stosunku C w centralnej OŚ można stosować różne odpady zawierające źródło węgla, a zatem podatność na rozkład substancji odpadowych w procesie biologicznym decyduje o tym, czy można je wykorzystać jako pożywkę.

W celu zapewnienia dobrej wydajności biologicznego oczyszczania w biologicznej OŚ, należy utrzymywać pod kontrolą stosunek C/N/P, wiek osadu, strukturę kłaczków osadu, czas adaptacji do zmienności ścieków wpływających, działanie toksyczne i/lub hamujące.

Jeżeli jednostka wstępnego oczyszczania (np. jednostka destylacyjna) do redukcji azotu amonowego ($\text{NH}_4\text{-N}$) jest zainstalowana i eksploatowana w zakładzie/installacji chemicznej w sytuacji, gdy centralna biologiczna OŚ może wymagać TKN (stosunku C/N/P), operator centralnej OŚ może poprosić o nieużywanie instalacji do oczyszczania wstępnego i odprowadzania ścieków bogatych w amoniak do systemu kanalizacji. W takim przypadku centralna OŚ nie musi wykorzystywać dodatkowych składników odżywczych, np. mocznika lub HNO_3 , operator zakładu/installacji chemicznej oszczędza energię do wstępnego oczyszczania ścieków i nie tworzą się odpady. Wysokie stężenie azotu w pojedynczym strumieniu ścieków może być dozwolone, jeżeli masowe natężenie przepływu jest zrównoważone w całym strumieniu ścieków i zhomogenizowane w buforze przed napowietrzaniem (OŚ nr 21) [222, CWW TWG 2013].

Ścieki ze spustu zamkniętych obwodów chłodzących zawierających fosfor można odprowadzać do centralnej biologicznej OŚ z tego samego powodu (stosunek C/N/P). Można uniknąć wykorzystania dodatkowego pokarmu, np. H_3PO_4 i zmniejszyć bezpośredni zrzut fosforu do odbiornika ścieków (OŚ nr 21) [222, CWW TWG 2013].

Postępowanie w przypadku powstawania nierutynowych ścieków

Powstawanie ścieków nierutynowych (tj. produktów ubocznych, nieudanych serii produkcyjnych itd.) ocenia sekcja środowiskowa w celu odprowadzenia ich do kanalizacji, w oparciu o informacje, które obejmują:

- dane dotyczące zdrowia i bezpieczeństwa (w celu ochrony personelu zakładu, w szczególności pracowników centralnej OŚ i sieci kanalizacyjnej);
- dane dotyczące toksyczności dla środowiska wodnego;
- dane dotyczące podatności na biodegradację/bioeliminację każdego strumienia ścieków;
- próg odoru;
- wydajność usuwania centralnej OŚ.

Strumienie odpadów odprowadza się do kanalizacji tylko wtedy, gdy można wykazać, że procesy centralnego oczyszczania ścieków na terenie obiektu mogą poradzić sobie z zrzutem. W przypadku jakichkolwiek wątpliwości strumienie ścieków odprowadza się poza teren obiektu w celu utylizacji lub tymczasowego składowania umożliwiającego weryfikację przed podjęciem decyzji odnośnie do oczyszczania.

Możliwość zastosowania

Ma zastosowanie we wszystkich zakładach chemicznych odprowadzających ścieki do centralnej OŚ.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Skuteczne gospodarowanie ściekami.

Przykładowe instalacje

OŚ nr 21 [222, CWW TWG 2013].

Literatura źródłowa

[222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009]

3.1.5 Narzędzia do zarządzania

3.1.5.1 Streszczenie

W celu eksploatacji systemu EMS w pętli elementów strategicznych (patrz Rysunek 3.1), stosuje się kilka rodzajów narzędzi (zarządzania i inżynierii). Można je w przybliżeniu sklasyfikować jako:

- narzędzia do zarządzania zapasami, zawierające szczegółowe informacje na temat lokalizacji, produkcji, warunków środowiskowych, emisji itp. zakładu chemicznego, pomagające w ten sposób w wykrywaniu emisji, którym można zapobiec lub zmniejszyć je (patrz Sekcja 3.1.5.2);
- narzędzia do zarządzania operacyjnego, pomagające w decydowaniu o planowaniu, projektowaniu, instalowaniu, eksploatacji i ulepszaniu urządzeń zapobiegających zanieczyszczeniom i/lub urządzeń do oczyszczania (patrz Sekcja 3.1.5.3);
- narzędzia do zarządzania strategicznego, łącznie z organizacją i obsługą zrzutów na terenie całego zakładu chemicznego w sposób zintegrowany (patrz Sekcja 3.1.5.4);
- narzędzia bezpieczeństwa i awaryjne, niezbędne do rozwiązywania problemów w przypadku nieplanowanych zdarzeń (patrz Sekcja 3.1.5.5).

3.1.5.2 Narzędzia do zarządzania zasobami

3.1.5.2.1 Streszczenie

W celu eksploatacji obiektu przemysłowego zgodnie z dobrym systemem EMS, niezbędne jest posiadanie szczegółowych i przejrzystych informacji na temat:

- obiektu i jego warunków środowiskowych;
- procesów produkcyjnych;
- charakterystyki zanieczyszczeń w poszczególnych procesach produkcyjnych;
- charakterystyki emitowanych strumieni;
- czynników lokalnych.

Bez tej wiedzy opracowanie spójnej, skutecznej i opłacalnej strategii zapobiegania lub ograniczania emisji nie jest możliwe. Chociaż często niemożliwe jest ilościowe określenie emisji każdego zanieczyszczenia obecnego w każdym emitowanym strumieniu, można zwykle znaleźć sposób na zmniejszenie niezbędnych parametrów (na przykład liczby pomiarów) bez istotnej utraty informacji.

3.1.5.2.2 Inwentaryzacja obiektu

Opis

Zasoby zakładowe składają się z informacji na temat:

- położenia geograficznego instalacji/obektu i jednostek produkcyjnych (mapa i zagospodarowanie terenu);
- klimatu, cech geograficznych, jakości gleby i wód gruntowych, sąsiedztwa i odbiorników ścieków;
- wielkości obiektu (powierzchni całkowitej, terenu zabudowanego, terenu odprowadzania, terenu zadaszonego);
- liczby pracowników;
- jednostek produkcyjnych;
- wykazu zakładów produkcyjnych, w tym, dla każdego, dane dotyczące:
 - klasyfikacji zakładów produkcyjnych zgodnie z IED (2010/75/UE), Załącznik I. 4. Przemysł Chemiczny, Sekcje 4.1–4.6 [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010],
 - typowych danych produkcji zakładu;
- informacji o procesach produkcyjnych dla każdego procesu, zawierających:
 - krótki opis,
 - uproszczony schemat(y) procesu ze źródłami strumieni odpadów,
 - szczegóły reakcji chemicznych (reakcje główne i uboczne) i operacji wspomagających,
 - informacje o materiale eksploatacyjnym, produktach pośrednich i końcowych,
 - tryb eksploatacji (proces ciągły lub okresowy lub eksploatacja w czasie kampanii),
 - potencjalne sytuacje awaryjne (rozlewiska, wycieki);
- systemu kanalizacyjnego (kanalizacji, OŚ, odprowadzania wody deszczowej).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Inwentaryzacja obiektu jest narzędziem, które ma pomóc kierownictwu zakładu w bardziej skutecznym i szybszym reagowaniu na wyzwania środowiskowe. Inwentaryzacja obiektu pomoże określić i uszeregować znaczenie oddziaływań obiektu na środowisko oraz wdrożyć skuteczny system EMS w celu rozwiązania tego problemu (patrz Sekcja 3.1.2).

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Z zasobami obiektu nie wiążą się żadne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Technika ma zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomia

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową wdrażania tej techniki jest poprawa systemu zarządzania środowiskowego.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010]

3.1.5.2.3 Wykaz/rejestr strumieniowy

Opis

Zestawienie odpowiednich podstawowych danych dotyczących składu i ilości strumieni ścieków i gazów odlotowych – każdego z osobna – odbywa się w wykazie/rejestrze strumieniowym (wykaz/rejestr ścieków, wykaz/rejestr gazów odlotowych). Emitowane strumienie są wymienione zgodnie z ich źródłem, tj. procesem produkcyjnym, z którego pochodzą. Jest to kluczowy element oceny stopnia zanieczyszczenia i charakteru zanieczyszczeń, a także możliwości redukcji u źródła. Źródła ścieków wymieniono w Sekcji 1.4.2; a te dotyczące gazów odlotowych w Sekcji 1.4.3. Wykazy/rejestry strumieniowe stanowią podstawę dla strategii segregacji i wstępnego oczyszczania ścieków (patrz Sekcje 3.1.5.3.4.2 i 3.1.5.3.5.2).

Gdy ścieki dalej oczyszcza się w centralnej OŚ, założenie i utrzymywanie wykazu/rejestru strumieniowego umożliwia identyfikację zanieczyszczeń/parametrów, które mogą mieć wpływ na wydajność centralnej OŚ oraz podjęcie wszelkich niezbędnych działań w celu zapewnienia właściwego funkcjonowania OŚ. W tym kontekście wykaz/rejestr strumieniowy jest techniką stosowaną w ramach konwencji (patrz Sekcja 3.1.3).

Wykaz/rejestr strumieniowy odnosi się do poniższych aspektów, jeśli dotyczą one konkretnych warunków lokalnych:

- informacji o procesie produkcji chemicznej, takich jak:
 - równania reakcji chemicznych, w tym związki wyjściowe, produkty i produkty uboczne;
 - uproszczony schemat technologiczny odpowiedniej jednostki produkcyjnej, pokazujący reaktor, przebieg prac i izolację produktu oraz pokazujący dokładne pochodzenie różnych elementów emisji;
 - opis technik zintegrowanych z procesem oraz oczyszczania ścieków/gazów odlotowych u źródła, w tym ich wydajność;

- informacji, możliwie wyczerpujących, na temat właściwości strumieni, takich jak:
 - dane dotyczące stężeń i ładunków istotnych zanieczyszczeń/parametrów i ich zmienności (w tym metody i częstość monitorowania);
 - natężenie przepływu strumienia i jego zmienność (na przykład dawka impulsowa, przepływ ciągły lub seryjny);
 - temperatura;
 - pH (dla ścieków);
 - przewodność (dla ścieków);
 - palność (dla gazów odlotowych);
 - granice wybuchowości (dolna granica wybuchowości (LEL) i górna granica wybuchowości (HEL));
 - reaktywność (dla gazów odlotowych);
 - istotne zanieczyszczenia i/lub parametry, takie jak:
 - ChZT/OWO, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ i $\text{NO}_2\text{-N}$, fosfor, metale ciężkie, chlorowcowane węglowodory, trwałe zanieczyszczenia organiczne – jeśli są spodziewane – i toksyczność w ściekach;
 - chlor, brom, fluor, chlorowódor, tlenki siarki (SO_x), siarkowódor, merkaptany, tlenek węgla, tlenki azotu (NO_x), cząstki stałe, metale ciężkie i ich związki, lotne związki organiczne (LZO) w gazach odlotowych;
 - dane dotyczące podatności na biodegradację (dla ścieków), takie jak:
 - stężenia BZT;
 - wyniki zmodyfikowanego testu Zahn-Wellensa;
 - ładunki ogniotrwałych ChZT/OWO;
 - potencjał hamowania denitryfikacji;
 - obecność innych substancji (dla gazów odlotowych), które mogą mieć wpływ na system oczyszczania lub mogą stanowić zagrożenie dla bezpieczeństwa, takie jak tlen, azot, para wodna i/lub pył.

Celem wykazu/rejestru strumieniowego jest identyfikacja najistotniejszych źródeł emisji (dla każdego ośrodka, ścieków i gazów odlotowych) oraz umożliwienie ustalenia priorytetów dla etapów redukcji emisji. Ogólnie mówiąc, jest to czteroetapowa operacja obejmująca:

- sporządzenie listy źródeł;
- ocenę przyczyn emisji z każdego źródła;
- oznaczenie ilościowe emisji z każdego źródła;
- walidację wyników poprzez bilans(y) masowy(e), którego(ych) zakres zależały od kilku czynników (np. rodzaju zanieczyszczenia, częstości emisji).

Odpowiednia klasyfikacja charakterystycznych strumieni dopływowych (tj. osobno dla ścieków i gazów odlotowych), odpowiadająca właściwościom i ładunkowi zanieczyszczeń, jest decydującą częścią wykazu/rejestru i atrakcyjną podstawą do określenia dalszego potencjału redukcji uwolnień, przy czym odpowiednie strumienie na początku każdej klasyfikacji są głównymi kandydatami do skuteczniejszej redukcji emisji.

W zakładach chemicznych, środki redukcji emisji są najlepiej realizowane dla tych procesów chemicznych, w których możliwe jest osiągnięcie optymalnego stosunku korzyści dla środowiska do kosztów. W przypadku istniejących instalacji nieoptymalne współczynniki eliminacji dla mniejszych emitowanych strumieni nieobciążonych znacznym ładunkiem mogą być tolerowane, gdy wysiłki koncentrują się zamiast tego na strumieniach zawierających znaczne ładunki, zmniejszając w ten sposób całkowitą emisję i wpływ na środowisko.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska obejmują zmniejszenie emisji do wody i/lub powietrza. Identyfikacja istotnych strumieni ścieków/gazów odlotowych jest warunkiem wstępnym efektywnego gospodarowania ściekami/gazami odlotowymi oraz redukcji emisji za pomocą środków technicznych i zarządzania.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Z tą techniką nie wiążą się żadne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

Dane robocze

W dużym obiekcie chemicznym w Niemczech (około 30 różnych przedsiębiorstw i 100 zakładów produkcyjnych) rejestr ścieków zawiera ocenę wszystkich istotnych źródeł punktowych na różnych etapach procesu. W tym przykładowym obiekcie, ze względu na fakt, że zawartość związków organicznych na wylocie końcowego oczyszczania jest stosunkowo niska (ChZT <75 mg/l), a ścieki nie stanowią problemu toksyczności, rejestr ścieków jest mniej szczegółowy i zawiera 1–15 strumieni ścieków na jednostkę produkcyjną, w zależności od różnorodności powstających ścieków. Władze otrzymują zaktualizowane dane co trzy lata lub po wdrożeniu istotnych zmian [134, LANUV NRW 2008].

Rejestr ścieków zawiera ocenę objętości ścieków i stężenia/ładunku zanieczyszczeń w różnych źródłach. Obejmuje średnie dane dla danego roku dotyczące objętości i ładunku ścieków oraz stężeń OWO, AOX, a także najczęściej występujących metali ciężkich (tj. Hg, Cd, Cu, Ni, Pb, Cr, Sn, Zn) i głównych związków, o których wiadomo, że są obecne w ściekach (np. BTEX, produktów organicznych, soli, związków azotu jako ogólny azot) pochodzących z różnych źródeł. Dodatkową kwestią są zanieczyszczenia priorytetowe. Dane dotyczące przykładowej instalacji omówiono w [134, LANUV NRW 2008].

Rejestr zawiera również wyniki systematycznej oceny wykonalności potencjalnych środków zintegrowanych z produkcją w celu uniknięcia wytwarzania ścieków i/lub zmniejszenia ładunków (patrz Sekcja 3.3).

Przykład podstawowych danych dotyczących składu i ilości ścieków z zakładu wielofunkcyjnego można znaleźć w dokumencie OFC BREF [105, COM 2006].

Możliwość zastosowania

Technika ma ogólne zastosowanie.

Ekonomika

Brak informacji.

Sila napędowa dla wdrożenia

Wykazy/rejestry można wykorzystywać do oceny wdrażania BAT i mogą one stanowić podstawowe informacje dla organów władzy w celu ustalenia dopuszczalnych wielkości emisji dla całkowitych ładunków na podstawie modeli bilansowania [134, LANUV NRW 2008].

Przykładowe instalacje

Park chemiczny Marl, Nadrenia Północna–Westfalia, Niemcy [134, LANUV NRW 2008].

Literatura źródłowa

[105, COM 2006] [134, LANUV NRW 2008]

3.1.5.2.4 Bilanse masowe

Opis

Bilanse masowe stanowią podstawę do zrozumienia procesów zachodzących na terenie obiektu i opracowania strategii doskonalenia. Aby uzyskać pełny bilans masowy, dane wejściowe muszą być równe danym wyjściowym. Tabela 3.2 przedstawia typowe elementy bilansu masowego. Nie każda ścieżka wyjściowa ma znaczenie w każdym przypadku (np. metali ciężkich nie można zniszczyć).

Tabela 3.2: Typowe elementy bilansu masowego

Dane wejściowe	Dane wyjściowe
- Pobranie z magazynu	- Depozyt w magazynie
- Zakupy	- Zużycie
- Wytwarzanie	- Zniszczenie
- Recykling/ponowne wykorzystanie z innych procesów	- Recykling/ponowne wykorzystanie w innych procesach
	- Straty do powietrza
	- Straty do wody
	- Utylizacja

Plan zarządzania rozpuszczalnikami zgodnie z częścią 7 załącznika VIII do IED (2010/75/UE) stanowi przykład bilansu masowego [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Bilanse masowe są niezbędne do zrozumienia procesów zachodzących na terenie obiektu i opracowania strategii doskonalenia.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie występują efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Dane robocze

Przykład bilansu wody do produkcji nawozów podano w dokumencie LVIC–AAF BREF [102, COM 2007] 1.

Bilanse rtęci są często stosowanym narzędziem w zakładach elektrolizy chlorków metali alkalicznych opartej na użyciu ogni w rtęciowych [110, COM 2014] [124, Euro Chlor 2010].

Możliwość zastosowania

Technika ta może w niektórych przypadkach zapewnić użyteczny wgląd w proces. Bilanse masowe są bardzo czasochłonne i stanowi to ograniczenie ich użycia. Bilanse masowe generalnie nie są wystarczająco dokładne, aby określić ilościowo emisje z zakładu chemicznego.

Ekonomika

Konieczne są dodatkowe pomiary (co generuje koszty), a zatem potrzebny jest dodatkowy personel. **Siła napędowa dla wdrożenia**

Siłą napędową wdrażania tej techniki są wymogi sprawozdawcze narzucone przez władze, a także rozwój strategii doskonalenia w celu zmniejszenia zanieczyszczenia.

Przykładowe instalacje Zakłady elektrolizy chlorków metali alkalicznych opartej na użyciu ogni w rtęciowych.

Literatura źródłowa

[5, Dyrektywa 2010/75/EU 2010] [102, COM 2007] [110, COM 2014] [124, Euro Chlor 2010] 1

3.1.5.3 Narzędzia do zarządzania operacyjnego

3.1.5.3.1 Streszczenie

Podczas gdy narzędzia do zarządzania zasobami (patrz Sekcja 3.1.5.2) zawierają wszystkie niezbędne informacje, bez których nie można podjąć decyzji o skutecznym zapobieganiu, minimalizacji powstawania i/lub oczyszczaniu odpadów, narzędzia do zarządzania operacyjnego stanowią podstawę do wprowadzenia tych decyzji w życie.

3.1.5.3.2 Zarządzanie zmianami obejmującymi modyfikacje procesu i/lub instalacji

Opis

Zmiany obejmujące modyfikacje procesów i/lub instalacji są stosunkowo częste w przemyśle chemicznym, np. w celu poprawy charakterystyki/wydajności produkcji, zwiększenia bezpieczeństwa lub ochrony, umożliwienia wytwarzania nowych lub zmodyfikowanych produktów, zmniejszenia kosztów konserwacji lub eksploatacji oraz poprawy aspektów związanych z ochroną środowiska. Ponadto, zmiany przeprowadza się w celu realizacji strategii rynkowych, które mogą obejmować zmiany klasy produktu i/lub przemieszczenie produkcji, a w konsekwencji przeniesienie procesów do innych zakładów/instalacji. Zmiany przeprowadza się również w ramach likwidacji zakładu.

Modyfikacje można sklasyfikować jako mniej lub bardziej istotne, na ogół opierając się na następujących kryteriach:

- przewidywany wpływ zmian na bezpieczeństwo instalacji, obejmujący zarówno procesy, jak i kwestie bezpieczeństwa w miejscu pracy;
- prawdopodobny wpływ zmian na środowisko (powietrze, wodę, odpady, zużycie energii i surowców);
- zakres i złożoność zmian.

Zgodnie z IED (2010/75/UE) istotne zmiany w zakładzie lub instalacji IED podlegają wcześniejszemu zatwierdzeniu przez właściwy organ [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010].

Modyfikacje instalacji są projektowane i wdrażane w celu utrzymania instalacji zgodnie z przepisami, regulacjami i normami (zarówno normami wewnętrznymi, jak branżowymi), w celu ochrony środowiska i zapewnienia odpowiedniego poziomu niezawodności i bezpieczeństwa pracy instalacji.

Ogólna ocena ścieków wypływających (WEA, patrz Sekcja 3.2.2.3) jest instrumentem stosowanym w niektórych państwach członkowskich (np. Szwecji) w procedurze udzielania zezwoleń na sprawdzenie, czy wprowadzenie zmian procesowych nie szkodzi środowisku.

Procedury zarządzania dotyczące modyfikacji zakładów wprowadzono w ramach systemu EMS w celu zarządzania modyfikacjami zakładów (patrz Sekcja 3.1.2, punkt 'c'). Skuteczne zarządzanie zmianami na ogół osiąga się poprzez wdrażanie i monitorowanie odpowiednich procedur w celu weryfikacji i kontroli przewidywanych modyfikacji od bardzo wczesnej fazy planowania inwestycji.

Zmiany związane z modyfikacjami procesów i/lub instalacji uwzględniają aspekty organizacyjne oraz aspekty czynnika ludzkiego, szczególnie gdy zmiany uważa się za istotne w oparciu o wyżej wymienione kryteria.

Przykładowy przepływ pracy dla zarządzania zmianami podano na Rysunku 3.2.



Rysunek 3.2: Przykładowy przepływ pracy dla zarządzania zmianami

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Odpowiednie zarządzanie zmianami minimalizuje wpływ modyfikacji w zakładzie na środowisko.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Uważa się, że wystąpienie efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska nie jest prawdopodobne.

Dane robocze

Przykłady modyfikacji lub zmian w instalacji znajdują się na poniższej liście (lista nie jest wyczerpująca):

- instalacja/wyłączenie maszyn/urządzeń (na przykład pompy, wymiennika ciepła, filtra, zaworu, oprzyrządowania, kadzi magazynowej, zbiornika);
- modyfikacja połączeń między zakładami/procesami/systemami/komponentami;
- modyfikacja parametrów ustawienia urządzeń do kontroli bezpieczeństwa procesu (na przykład ciśnienia nastawy zaworów bezpieczeństwa, płyt bezpieczeństwa, urządzeń pomiaru ciśnienia, temperatury i poziomu);
- modyfikacja pętli logicznych (tryb interwencji w oprzyrządowaniu);
- zastąpienie maszyn/urządzeń różnymi alternatywami;
- naprawa maszyn/urządzeń za każdym razem, gdy interwencja prowadzi do istotnych modyfikacji właściwości i/lub wydajności (np. naprawa mieszadła z modyfikacją typologii, naprawa pompy prowadząca do znacząco różnych charakterystyk działania).

Przykłady zmian, których generalnie nie uważa się za istotne modyfikacje, wymieniono poniżej:

- zastąpienie maszyn/urządzeń identycznymi lub posiadającymi te same właściwości;
- naprawa maszyn/urządzeń przy zachowaniu tych samych charakterystyk działania;
- interwencje zwykłej, nadzwyczajnej, programowanej i prewencyjnej konserwacji bez modyfikacji pierwotnych cech maszyn/urządzeń, które poddaje się konserwacji.

Możliwość zastosowania

Zarządzanie zmianami ma zastosowanie we wszystkich instalacjach. Stopień, w jakim opracowywane są procedury zarządzania modyfikacjami zakładów, zależy w dużej mierze od wielkości i charakteru operacji (tj. procedury obowiązujące w dużych zakładach Seveso powinny być bardziej rozwinięte niż te stosowane w małych instalacjach innych niż Seveso).

Ekonomika

Nie oczekuje się żadnych istotnych kosztów dodatkowych. Oczekuje się oszczędności.

Siła napędowa dla wdrożenia

Czynniki napędzające wdrożenie obejmują minimalizację wpływu na środowisko i zgodność z przepisami.

Przykładowe instalacje

Szereg instalacji IED, w szczególności zakłady Seveso.

Literatura źródłowa

[5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010] [156, Grandi 2008]

3.1.5.3.3 Ustalanie i regularny przegląd celów lub programów wewnętrznych

Opis

System EMS (patrz Sekcja 3.1.2) musi ustanowić program ochrony środowiska, w którym ustalone są globalne, długoterminowe i wewnętrzne cele specyficzne dla danego obiektu. Cele globalne i długoterminowe są częścią polityki przedsiębiorstwa, a zatem nie są uwzględnione w niniejszym dokumencie BREF, ale stwierdzono, że taka polityka jest elementem niezbędnym.

Parametry, dla których ustala się cele wewnętrzne, powinno się wybierać zgodnie z ich istotnością. W celu ograniczenia liczby tych parametrów należy pamiętać o planie ustanawiania celów, tj. powinno się zapewnić optymalne działanie operacji produkcji i redukcji emisji, minimalizując w ten sposób wpływ na środowisko jako całość. Zazwyczaj nie jest konieczne ustalanie poziomów docelowych dla każdego z użytych parametrów, ale stosowanie parametrów zastępczych w celu opisanie emisji. Mierzalne poziomy docelowe należy ustalić w taki sposób, aby można było łatwo osiągnąć poziom zezwolenia na ostateczny zrzut, a także spełnić specyficzne warunki lokalne.

Dynamiczny proces ustalania celów, biorąc pod uwagę, że przemysł chemiczny i warunki, w jakich działa, podlegają ciągłemu rozwojowi i ciągłym zmianom, oznacza regularną weryfikację, niezależnie od tego, czy wprowadzono nowe wymogi prawne. W związku z tym należy ustanowić program służący do realizacji tych zmian. Celem tej regularnej weryfikacji jest stała poprawa efektywności środowiskowej całego zakładu przemysłu chemicznego. Aby osiągnąć ten stały cel, należy ustanowić program redukcji, który zawiera następujące elementy:

- okresową ocenę praktyk zarządzania środowiskowego związanych z operacjami i urządzeniami, z uwzględnieniem:
 - wpływu na środowisko,
 - zmieniającego się ustawodawstwa,
 - zaniepokojenia społecznego,
 - wdrażania ciągłych ulepszeń;
- zachętę do wdrażania opłacalnych działań i uznawania za znaczący wkładu w cele redukcji emisji, takiego jak:
 - podział kosztów oczyszczania ścieków i gazów odlotowych poprzez wprowadzenie systemu ustalania cen, np. wprowadzenie wewnętrznej zasady „zanieczyszczający płaci” (PPP) w odniesieniu do zrzutów z poszczególnych jednostek produkcyjnych, obciążanych wewnątrz kosztami oczyszczania ścieków stosownie do ich udziału w wytwarzaniu zanieczyszczeń; jest to dobry bodziec do minimalizacji emisji, a tym samym do zmniejszenia współdzielonych kosztów oczyszczania jednostki produkcyjnej;
 - nagrody wewnętrzne (premie) za propozycje usprawnień operacyjnych złożone przez pracowników;
 - wewnętrzne współzawodnictwo w celu zmniejszenia zakłóceń i wypadków związanych z procesem;
- włączenie celów związanych z zapobieganiem uwalnianiu przy projektowaniu nowych lub zmodyfikowanych obiektów i procesów, takich jak:
 - wprowadzenie ponownego wykorzystania związków wyjściowych lub produktów w przypadku planowania modyfikacji instalacji;
 - wprowadzenie środków ochrony zasobów wodnych w tych samych warunkach, jak wyżej;
- konserwację prewencyjną i odpowiednią technologię kontroli w celu zminimalizowania emisji i strat;
- wdrażanie kontroli i procedur inżynierskich i operacyjnych wraz z kryteriami operacyjnymi, w celu poprawy zapobiegania, wczesnego wykrywania i ograniczania wycieków/uwolnień przez:
 - nadzór monitorowania lub
 - środki organizacyjne, przy użyciu siły roboczej, takie jak regularne rundy kontrolne lub instalowanie systemów zabezpieczających o wystarczającej wielkości zbierania;
- badanie i ocenę wycieków/uwolnień, które miały miejsce, w celu określenia działań korygujących, mających zapobiec powtórzeniu;
- komunikację z pracownikami i członkami społeczeństwa w zakresie informacji na temat emisji, postępów w osiąganiu redukcji i planów na przyszłość, która powinna obejmować usystematyzowany dialog na temat obaw i pomysłów zarówno pracowników, jak i członków społeczeństwa.

Przegląd ten może prowadzić do decyzji o modyfikacji lub nawet dostosowaniu celów, programu lub polityki dotyczących środowiska.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Oczekuje się, że technika ta pomoże kierownictwu zakładów w bardziej skuteczny i szybszy sposób reagować na wyzwania środowiskowe, a tym samym zminimalizować wpływ funkcjonowania instalacji na środowisko jako całość.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Z tą techniką nie wiążą się żadne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

Dane robocze

Istnieje kilka klas celów, jedna klasa podana w postaci norm ogólnych, inna w postaci norm właściwych dla obiektu. Przykłady norm ogólnych to:

- wymogi dotyczące celów związanych z jakością środowiska lub norm dotyczących jakości środowiska, a także norm technologicznych i „dobrej praktyki wytwarzania”;
- ogólne wymogi dotyczące jakości dorzecza (Ramowa Dyrektywa Wodna [28, Dyrektywa 2000/60/WE 2000] lub krajowe przepisy dotyczące jakości wody);
- ogólne wymogi dotyczące emisji do powietrza, programy międzynarodowe lub krajowe;
- wymogi wewnętrznych norm zakładowych wydane dla wszystkich obiektów, niezależnie od wymagań lokalnych zezwoleń.

Przykłady norm właściwych dla obiektu:

- wymagania dotyczące warunków zezwolenia (np. zapewnienie ciągłej zgodności z dopuszczalnymi wartościami emisji);
- szczególne ograniczenia zawartości ekotoksycznej na każdym końcowym wylocie zgodnie z limitami ustalonymi dla odbiorników ścieków (woda powierzchniowa, powietrze), np. w Niemczech osiągalne wartości końcowego zrzutu do zbiorników wodnych wynoszą:
 - test dotyczący ryb: LID = 2;
 - test dotyczący rozwielitek: LID = 4;
 - test dotyczący alg LID = 8;
 - test dotyczący bakterii luminescencyjnych: LID = 16;
 - mutagenność: LID = 1,5.

Toksyczność wyraża się w postaci „współczynników rozcieńczenia”. LID = 2 oznacza, że strumień ścieków należy rozcieńczyć do połowy pierwotnego stężenia, aby nie można było zaobserwować żadnych skutków toksycznych. Patrz również Sekcja 3.2.2.2.

Jako długoterminowy cel na przyszłość niemiecki przemysł chemiczny (zgodnie z deklaracją VCI z maja 2000 r. [93, VCI 2000]) ma na celu dalsze zmniejszenie toksycznego wpływu zrzutów ścieków, uwzględniając:

- toksyczność ostrą w stosunku do ryb, rozwielitek i bakterii;
- toksyczność przewlekłą w stosunku do alg;
- mutagenność.

Ostatecznym celem jest zapewnienie, że ścieki wypływające do odbiorników ścieków nie przekraczają współczynników rozcieńczenia LID = 2 (w przypadku mutagenności: LID = 1,5); nie uwzględniono toksyczności spowodowanej przez stężenia soli.

Przy ustalaniu celów należy również opracować plan działań, które zostaną podjęte, gdy docelowy poziom jednego lub więcej strumieni dopływowych lub ostatecznego wylotu zostanie przekroczony na określony czas. Działania te muszą być jasno określone i należy przypisać obowiązki i kompetencje związane z tymi działaniami.

Przykładami celów wewnętrznych są:

- ciągła redukcja ładunków zanieczyszczeń;
- zgodność z wymaganiami dotyczącymi zezwoleń;
- ograniczenie skutków ekotoksycznych (patrz Sekcja 3.2.2.2).

Rolę monitorowania w ustalaniu celów wspomniano w Sekcji 3.2.2.1.

Możliwość zastosowania

Technika ma ogólne zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomia

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową wdrażania tej techniki jest poprawa systemu zarządzania środowiskowego.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[28, Dyrektywa 2000/60/WE 2000] [93, VCI 2000]

3.1.5.3.4 Wybór opcji oczyszczania**3.1.5.3.4.1 Streszczenie**

Po uzyskaniu niezbędnych informacji dotyczących emisji powstających w obiekcie chemicznym oraz określeniu zdefiniowanych celów i wymagań środowiskowych, następnym etapem jest wybór odpowiednich opcji oczyszczania. Zwykle celem jest znalezienie opłacalnej metody oczyszczania zapewniającej optymalną efektywność środowiskową. Odpowiedni wybór zwykle wymaga badań podatności na oczyszczanie i/lub pilotażowych.

Dostępne opcje kontrolowania są ogólnie oceniane i wybierane w zależności od:

- charakterystyki emitowanych strumieni np.;
 - natężenia przepływu,
 - stężenia i właściwości zanieczyszczeń,
 - obecności zanieczyszczeń (np. pary, oleju),
 - temperatury;
 - ciśnienia;
- ładunku strumieni wymagających oczyszczenia;
- celów do osiągnięcia, przy czym pierwszeństwo ma odzyskiwanie zanieczyszczeń;
- wymogów prawnych;
- opcje kontroli istniejących w danym przypadku.

Ten proces oceny i wyboru – przy czym niezbędne dane uzyskane przez wykaz/rejestr strumieniowy (patrz Sekcja 3.1.5.2.3) – zawsze powoduje konieczność uwzględnienia dodatkowych, właściwych dla obiektu wniosków, kluczowych czynników zmieniających się w zależności od obiektu, np.:

- położenia zakładu;
- wielkości i układu obiektu;
- bieżących wyników środowiskowych i ekonomicznych omawianych instalacji, ich wieku, projektu i przewidywanego okresu eksploatacji;
- potencjału i stopnia integracji procesu w obrębie instalacji i między instalacjami;
- rodzaju i jakości odbiornika ścieków;
- wpływu na środowisko w wyniku faktycznej lub przewidywanej emisji;
- pozostałego okresu eksploatacji i wydajności istniejących urządzeń ograniczających emisję zanieczyszczeń;
- dostępności zasobów;
- bezpieczeństwa;
- ograniczeń i niedogodności dotyczących instalacji narzuconych przez inne przepisy;
- wyników analiz krzyżowych (zużycia wody, wytwarzania odpadów, zużycia energii);
- kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych.

W przypadku oczyszczalni centralnych należy rozważyć opcje redukcji źródeł. W wyniku powyższych rozważań właściwy system oczyszczania zostanie wybrany poprzez uwzględnienie opcji:

- redukcji źródła;
- systemu zbierania (odprowadzania);
- metod oczyszczania.

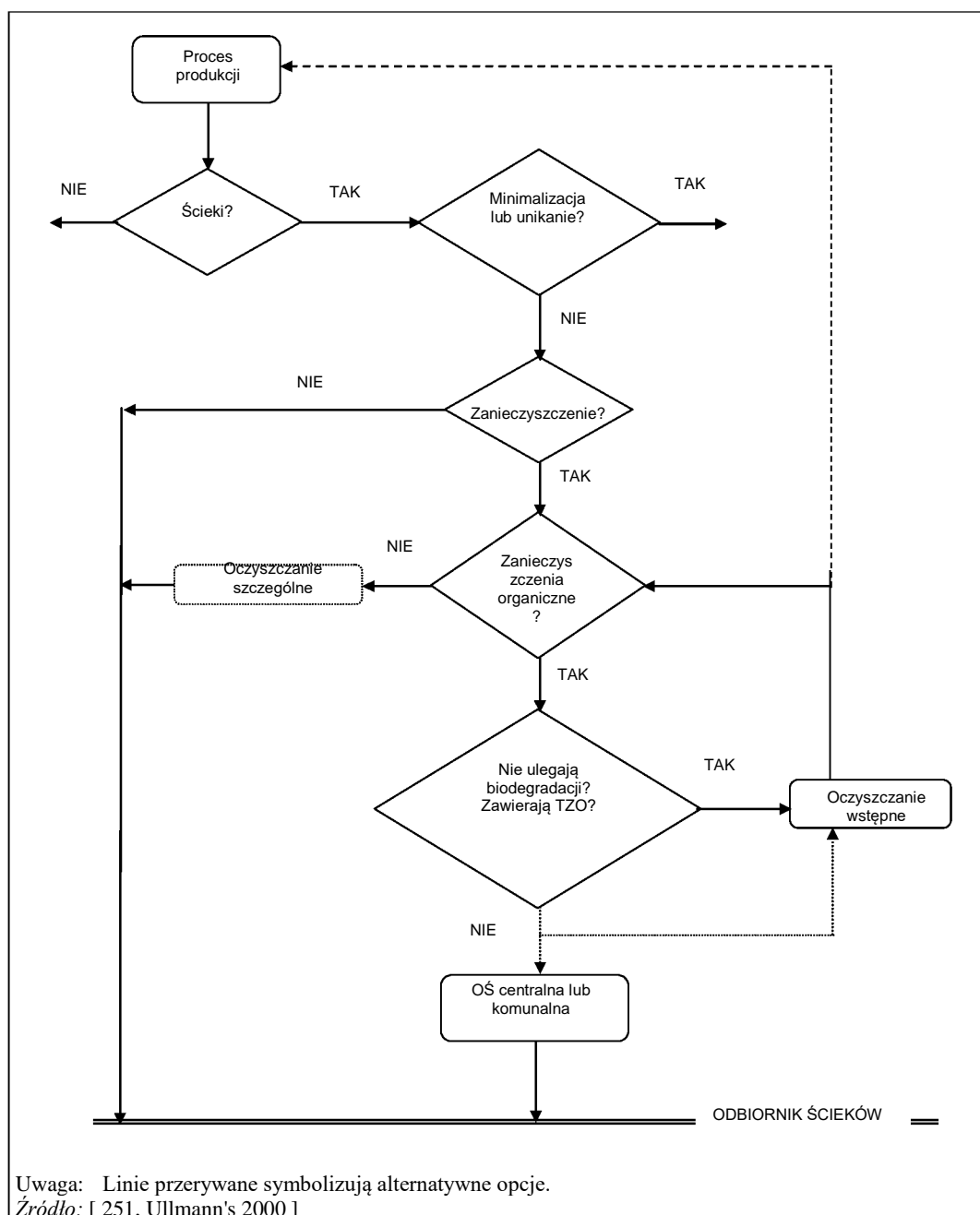
Szczególne zagadnienia dotyczące ścieków i gazów odlotowych omówiono odpowiednio w Sekcjach 3.1.5.3.4.2 i 3.1.5.3.4.3 .

3.1.5.3.4.2 Wybór systemu kontroli ścieków

Rysunek 3.3 ilustruje ścieżkę decyzyjną dla znalezienia odpowiedniego systemu oczyszczania ścieków dla poszczególnych strumieni ścieków.

Poniższe pytania, które zawierają główne cele dyrektywy IED (2010/75/UE) – zapobieganie, minimalizację i kontrolę zanieczyszczeń – należy przeanalizować odnośnie do każdego rodzaju ścieków:

- Czy ilość i poziom zanieczyszczenia można zredukować lub wyeliminować w sposób zintegrowany z procesem lub inny?
- Czy strumień ścieków jako całość wymaga oczyszczania, czy też byłby przydatny system segregacji?
- Czy strumień ścieków nadaje się do oczyszczania biologicznego, czy powinien być poddany zdecentralizowanemu oczyszczeniu wstępnemu?



Rysunek 3.3: Diagram decyzyjny dotyczący wyboru odpowiedniego systemu oczyszczania ścieków

Jako przykład kryterium priorytetowego traktowania dokładniejszego badania dopływowych strumieni ścieków w niektórych częściach Niemiec zastosowano obecność ładunku ogniotrwałych OWO rzędu 20–50 kg/dzień. Innymi istotnymi parametrami w tym kontekście są metale ciężkie, związki fluorowcoorganiczne, substancje priorytetowe i toksyczność.

Procedura selekcji przebiega według etapów wymienionych w Sekcji 3.1.5.3.4:

Redukcja źródła

Możliwości redukcji ścieków u źródła należy rozważyć w pierwszej kolejności. W wielu przypadkach będą one spowodowane względami procesowymi opisanymi w innych chemicznych dokumentach BREF. Sugestie dotyczące często występujących przyczyn zanieczyszczeń opisano poniżej, w poszczególnych podtytułach.

Zużycie wody procesowej zależy od procesu produkcyjnego. Jej stężenie zanieczyszczeń zależy głównie od rozpuszczalności strumienia procesowego w wodzie. Należy wziąć pod uwagę następujące środki:

- wodę procesową należy oddzielić od wody deszczowej i innych ścieków, aby umożliwić ponowne wykorzystanie lub zawrócenie, a także w celu zminimalizowania ilości ścieków, które wymagają oczyszczenia, instalacji dachu nad określonymi obszarami procesu, miejsc załadunku i rozładunku itd.;
- wodę procesową należy wykorzystywać w trybie zawracania, jeśli tylko jest to ekonomicznie wykonalne, z maksymalną liczbą zawróceń przed zrzutem;
- należy w miarę możliwości unikać bezpośrednich systemów kontaktowego chłodzenia;
- należy przeprowadzić krytyczny przegląd zapotrzebowania na systemy przemywania wodą lub, w przypadku ich stosowania, badanie możliwości regeneracji i ponownego użycia wody (patrz Sekcja 3.3.1) ;
- należy zminimalizować przepływ wody dla systemów płukania wodą i uszczelniania, które są często potrzebne ze względów bezpieczeństwa, ale nie należy pozwalać na przepływ bez kontroli lub ograniczeń;
- wolny olej należy usuwać do układu pozostałości oleju przed jego zrzutem do kanalizacji;
- w miarę możliwości w urządzeniach procesowych należy przeprowadzić skuteczne rozdzielanie wody/węglowodorów przed odprowadzeniem wody do kanalizacji;
- jeśli jest to wykonalne, zamiast pary w urządzeniach z dyszą Venturiego należy użyć płynu procesowego lub zastosować pompę z pierścieniem cieczowym, najlepiej używając płynu procesowego jako płynu uszczelniającego (patrz Sekcja 3.3.1.7), lub należy użyć suchej pompy próżniowej, aby zminimalizować zanieczyszczenie generowane przez urządzenia próżniowe;
- w miarę możliwości należy wychwytywać wycieki z zaworów bezpieczeństwa, termicznych zaworów upustowych, upustów z podwójnego izolowania blokowego lub podwójnych zaworów uszczelniających, ponieważ nie zaleca się ich odprowadzania do miejsc, w których zbierana jest czysta woda deszczowa;
- laboratoryjne ścieki wyptywające należy zbierać do zbiornika reszkowego.

Niezamierzonych wycieków operacyjnych do kanalizacji zwykle można uniknąć dzięki zwiększeniu uwagi operatora. Dodatkowe oprzyrządowanie lub zbieranie zrzutu często ułatwiają operatorom skuteczne wykonywanie zadań. Ponadto urządzenia do zbierania pozostałości są zalecane wszędzie tam, gdzie często występują wycieki płynów węglowodorowych. Aby zmniejszyć niezamierzone wycieki operacyjne, należy uwzględnić następujące środki:

- odpowietrzniki i otwory spustowe powinny być zaślepienie lub zamknięte, gdy nie są używane;
- pobieranie strumienia powinno być dozwolone w systemie zrzutu, zamiast odprowadzania go do kanalizacji, najlepiej przy użyciu zamkniętych układów do pobierania próbek lub zaworów do pobierania próbek, które nie wymagają płukania (np. zawory do pobierania próbek z suwakami), butelek na próbki o takim rozmiarze, aby można było uniknąć przepełnienia, a częstość pobierania próbek można było utrzymać na minimalnym poziomie;
- należy unikać przepełniania zbiorników lub cystern przez zainstalowanie odpowiedniego poziomu oprzyrządowania lub użycia odpowiednich procedur;
- należy zminimalizować użycie węży;
- należy wziąć pod uwagę urządzenia do zbierania przecieków węży;
- należy uwzględnić dachy nad stojakami ładunkowymi;
- należy zainstalować krawężniki, aby zapewnić zahamowanie wycieków;
- należy uwzględnić odpowiednie oprzyrządowanie chroniące przed przepełnieniem cystern drogowych;
- należy unikać utraty produktu podczas pobierania wody z dna zbiornika;
- należy rozważyć instalację niezawodnych przyrządów do wykrywania granic faz (tj. do określania położenia granicy faz ciecz/ciecz lub ciecz/para w odległym niedostępnym miejscu);
- wszędzie, gdzie ma to zastosowanie, należy rozważyć czyszczenie w linii za pomocą tłka, zamiast płukania i odprowadzania;
- w miarę możliwości wycieki należy odkurzać zamiast stosowania pędnika strumieniowego lub odprowadzania ich do kanalizacji;
- węże wodne powinny być eksploatowane tylko w obecności personelu, co jest dobrą praktyką zarządzania/wytwarzania.

Jednak ochrona zasobów wodnych za pomocą środków zintegrowanych z procesem i innych prowadzi do strumieni wody o wyższym stężeniu, które można z zyskiem poddać odzyskowi lub wykorzystać w celu uzyskania wyższych wydajności produkcyjnych lub poddać oczyszczeniu z większą wydajnością. Zatem wszelkie środki ograniczające zużycie wody mogą bezpośrednio prowadzić do zmniejszenia ilości zanieczyszczeń usuwanych przez kanalizację.

Naprawy i inne czynności konserwacyjne często powodują znaczne zanieczyszczenie wody. Minimalizacja tego wymaga starannego planowania z dużym wyprzedzeniem i obejmuje:

- wyznaczenie specjalnego obiektu do czyszczenia urządzeń, wyposażonego w odpowiednie urządzenia do odzyskiwania węglowodorów i odpadów stałych, co sprawia, że jest to w miarę możliwości obowiązkowe miejsce do czyszczenia urządzeń (np. do czyszczenia zestawu wymienników);
- staranne planowanie osuszania sprzętu w celu uniknięcia niepożądanych uwolnień do kanalizacji;
- uważną ocenę potrzeb i metod czyszczenia urządzeń;
- określenie drogi usuwania wszystkich ścieków wypływających po czyszczeniu.

Uwolnienia wynikające z awarii sprzętu są z natury nieprzewidywalne. Konserwacja prewencyjna urządzeń i wdrożenie programu monitorowania to sposoby na zminimalizowanie uwolnień, na przykład:

- unikanie w jak największym stopniu uszkodzenia uszczelnienia pompy;
- rozważenie instalacji pomp bezdławnicowych, monitorowania wibracji lub alarmów wycieku na uszczelkach;
- wykrywanie przecieków do wody chłodzącej w wyniku awarii wymiennika poprzez okresowe sprawdzanie zawartości węglowodorów, pH i przewodności elektrycznej wracającej wody chłodzącej;
- możliwie szybka naprawa wykrytych nieszczelności;
- częste analizowanie nieszczelnych systemów w celu określenia najbardziej odpowiedniego rodzaju urządzeń, szczeliwa, uszczelki itd.

Skażenie otoczenia pochodzące z systemów kolektorów sanitarnych można zminimalizować, na przykład przez:

- okresowe sprawdzanie studzienek kanalizacyjnych pod kątem obecności wolnych węglowodorów itd. i w razie konieczności ich próżniowe odpompowanie do zrzutu;
- czyszczenie brudnych kanałów ściekowych, które mogą powodować znaczny poziom zanieczyszczenia otoczenia;
- wybrane systemy odwadniające (patrz Sekcja 3.1.5.3.5.2);
- zainstalowanie pojemności buforowej; zainstalowanie pojemności buforowej jest korzystne dla poszczególnych strumieni ścieków w zakładach produkcyjnych, a także dla zebranych strumieni ścieków przed ich wprowadzeniem do centralnej OŚ, w przypadku awarii operacyjnej (dalsze szczegóły podano w Sekcji 3.3.2.2);
- metody oczyszczania, w tym:
 - wstępne oczyszczanie poszczególnych strumieni ścieków z dolnym centralnym biologicznym oczyszczaniem, np. strumienia zawierającego metale ciężkie lub ogniotrwałe ChZT, w celu redukcji zanieczyszczeń u źródła, co zapobiega niepożądanemu rozcieńczeniu i rozproszeniu zanieczyszczeń, które inaczej ulotniłyby się niewykryte i nieoczyszczone do odbiornika ścieków;
 - końcowe oczyszczanie poszczególnych strumieni ścieków z bezpośrednim zrzutem do odbiornika ścieków;
 - oczyszczanie rozproszonych ścieków w postaci oczyszczania wstępnego lub oczyszczania końcowego;
 - centralne oczyszczanie dla całego obiektu, np. mechaniczna/biologiczna oczyszczalnia ścieków (centralna biologiczna OŚ), instalacja do strącania/flokulacji/sedymentacji lub oczyszczalnia zanieczyszczonej wody deszczowej;
 - brak oczyszczania dla lekko zanieczyszczonych pojedynczych strumieni ścieków lub niezanieczyszczonej wody deszczowej.

Różne techniki oczyszczania opisano w Sekcji 3.3.

Oczyszczanie centralne może być prowadzone na terenie obiektu lub poza nim i potencjalnie wraz ze ściekami z innych źródeł (np. innych instalacji przemysłowych, gmin). Połączenie z centralną oczyszczalnią ścieków (przemysłową lub komunalną) można przewidzieć tylko w przypadku, gdy kanalizacja i system oczyszczania są zdolne do transportowania i oczyszczania ścieków przemysłowych w odpowiednich warunkach. W praktyce często ustanawia się konwencję między operatorem(ami) instalacji wytwarzającej(ych) ścieki wypływające a operatorem centralnej oczyszczalni ścieków (patrz Sekcja 3.1.3).

3.1.5.3.4.3 Wybór systemu kontroli gazów spalinowych

Opis

Procedura selekcji przebiega zgodnie z kolejnością wymienioną w Sekcji 3.1.5.3.4, . Planując modyfikacje związane z redukcją źródła lub oczyszczaniem typu „końca rury”, należy zawsze pamiętać, że wszystkie zmiany mogą mieć znaczący wpływ na bezpieczeństwo, w szczególności w przypadku substancji łatwopalnych. Dlatego absolutnie niezbędna jest dokładna ocena wpływu jakiegokolwiek zmiany na bezpieczeństwo instalacji (patrz Sekcja 3.1.5.3.2).

Redukcja źródła

Kontrola emisji wymaga, po pierwsze, zbadania możliwości redukcji źródeł. Konieczne jest staranne planowanie, aby zoptymalizować odzyskiwanie zanieczyszczeń i, w konsekwencji, powiązane koszty inwestycyjne i eksploatacyjne.

Badanie może ujawnić dalsze możliwości redukcji emisji u źródła. W większości przypadków koszt odpowiedniej inwestycji jest niższy niż w przypadku oczyszczania typu „końca rury”. Dlatego wysoce zalecane jest dokładne zbadanie możliwości redukcji źródła. Powinna ona opierać się na przyczynach emisji. Dlatego dobra znajomość względnego znaczenia każdej przyczyny będzie niezbędna dla celów ustalenia priorytetów. Po wyczerpaniu wszystkich wykonalnych możliwości redukcji źródła, oczyszczanie typu „końca rury: może być nadal wymagane.

Wybór technologii oczyszczania

Urządzenia do oczyszczania typu „końca rury” mogą dotyczyć tylko emisji kanałowych. W związku z tym, jeżeli należy zredukować emisje niewychwycone w inny sposób niż redukcja źródła, przed systemem redukcji emisji typu „końca rury” wymagane są okapy do zbierania i system wentylacyjny (w tym niezbędne urządzenia zabezpieczające). Koszty instalacji tych systemów wentylacyjnych mogą być znaczne.

Poszczególne systemy oczyszczania omówiono w Sekcji 3.3.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Odpowiedni wybór systemu kontroli gazów odlotowych pozwala na optymalizację zużycia materiałów i energii w celu osiągnięcia najniższych emisji do środowiska.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie stwierdzono istotnych efektów.

Dane robocze

Kluczowymi zagadnieniami projektowymi systemów oczyszczania gazów odlotowych są natężenie przepływu strumienia gazu, jego temperatura, stężenia zanieczyszczeń oraz, oprócz wartości maksymalnych, ich stopień zmienności. Charakter – lub „chemia” zanieczyszczeń ma pierwszorzędne znaczenie, ponieważ wszystkie systemy oczyszczania mają w tym zakresie ograniczenia, na przykład:

- tylko palne pary nadają się do spalania;
- zanieczyszczenia zawierające fluorowce i/lub siarkę mogą wymagać oczyszczania gazów spalinowych za dopalaniem termicznym i katalitycznym;
- wydajność kondensacji zależy od prężności pary zanieczyszczeń w temperaturze skraplania; w związku z tym substancje o wyższej prężności pary są mniej odpowiednie do kondensacji;

- tylko związki o małej masie cząsteczkowej można poddać skutecznej adsorpcji i desorpcji;
- biofiltracja związków nieulegających biodegradacji nie będzie skuteczna;
- membrany działają lepiej dla określonych związków;
- wydajność mokrego przemywania zależy od rozpuszczalności i prężności pary zanieczyszczeń.

Wartość emitowanego produktu będzie determinować motywację do odzyskania go z gazów odlotowych, więc im cenniejszy jest produkt, tym bardziej preferowane będzie stosowanie technik umożliwiających odzysk (np. adsorpcja, kondensacja, membrany) w stosunku do technik niszczących (redukcji) (np. dopalanie termiczne i katalityczne oraz biofiltracja).

Obecność zanieczyszczeń w gazach odlotowych wpływa na konstrukcję systemu. Czasami te zanieczyszczenia należy usunąć w etapie oczyszczania wstępnego. Zanieczyszczenia, które mogą wymagać usunięcia w zależności od stosowanego systemu kontroli gazów odlotowych obejmują:

- parę wodną, która wpływa na wydajność adsorpcji, systemy kondensacji, w szczególności układy chłodzące lub kriogeniczne, lub układy filtrów;
- pyły, które powodują problemy z adsorpcją, absorpcją lub dopalaniem katalitycznym, w których cząstki pyłu zamykają wypełnienie lub złożo adsorbentu;
- trucizny katalizatorów, które hamują wydajność utleniacza katalitycznego lub filtra katalitycznego;
- kwasy, które wpływają na działanie filtra biologicznego/płuczki biologicznej.

Konieczne jest rozważenie docelowego stężenia. Większość technologii ma ograniczoną wydajność usuwania i w szczególności kondensacja, absorpcja i biofiltracja osiągają znacznie poniżej 100% wydajności usuwania. Jest to zaleta systemów dopalania termicznego lub katalitycznego, które osiągają bardzo wysoką wydajność niszczenia około 99%; ale z drugiej strony należy uwzględnić dodatkowe zużycie energii i paliwa oraz odprowadzanie gazów spalinowych. Systemy adsorpcyjne są również bardzo wydajne, o ile zachowa się ostrożność, aby uniknąć nasycenia adsorbentu.

Kwestie bezpieczeństwa są szczególnie ważne w przypadku systemów dopalania termicznego i katalitycznego. Większość mieszanin LZO–powietrze jest łatwopalna przy stężeniu LZO powyżej 40 g/m^3 w temperaturze 20°C i pod ciśnieniem atmosferycznym. W celu uniknięcia cofnięcia się płomienia, to znaczy rozprzestrzenienia się płomienia w przewodach wlotowych do pieca do spopielania/utleniacza, należy zapewnić, aby stężenie wlotowe było zawsze znacznie niższe od LEL. Opcja odwrotna – stężenie LZO znacznie powyżej HEL – powinna zapewnić, że stężenie LZO w żadnym wypadku nie spadnie poniżej tego górnego limitu. Można zastosować urządzenie do zatrzymania wybuchu lub bęben uszczelniający, aby zapobiec ryzyku wywołania cofnięcia się płomienia przy niespodziewanie wysokich stężeniach. Poza tym piec do spopielania/utleniacz należy zainstalować w miejscu, w którym nie ma ryzyka obecności łatwopalnych par i wymagana jest szczegółowa analiza w celu zapewnienia bezpieczeństwa instalacji. Ponadto systemy wykorzystujące inne technologie powinny podlegać szczegółowemu przeglądowi bezpieczeństwa. Wiele systemów (na przykład adsorpcja, membrany) spowoduje powstanie bardziej stężonych strumieni, prawdopodobnie wytwarzając stężenia w zakresie łatwopalnym. W przypadku systemów adsorpcyjnych należy ocenić ryzyko przegrzania złoża. Wiele systemów obejmuje sprężarki lub dmuchawy, które mogą mieć wpływ na bezpieczeństwo. Zasadniczo wymagany jest szczegółowy przegląd bezpieczeństwa każdej instalacji i może to mieć znaczący wpływ na wybór systemu. W związku z tym kwestie bezpieczeństwa są istotne dla filtrów elektrostatycznych (należy unikać odpylania palnych gazów) i filtrów tkaninowych (możliwy zapłon z powodu gorących gazów, samozapalnych proszków i iskier).

Ważną rolę mogą odgrywać ograniczenia układu. Systemy do spopielania muszą znajdować się poza miejscami, w których mogą znajdować się łatwopalne pary. Instalacja systemu w obszarze niebezpiecznym będzie wymagała odpowiedniego zaprojektowania systemów elektrycznych i oprzyrządowania, co może znacząco wpłynąć na koszt jednostki. Należy również uwzględnić wymagania dotyczące dostępu do jednostki.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Dostępność infrastruktury technicznej jest kolejnym kluczowym aspektem przy wyborze najbardziej odpowiedniej technologii ograniczania emisji. W przypadku systemu spopielania wymagana jest dostępność odpowiedniego paliwa, a koszty paliwa mogą mieć duży wpływ na koszty eksploatacji. Układy adsorpcji z nieruchomym złożem zwykle wykorzystują parę do desorpcji; jeśli jednak para nie jest dostępna w wystarczającej ilości, konstrukcję należy odpowiednio dostosować. Dla systemów kondensacji konieczne jest wystarczające zasilanie, a dla systemów przemywania wodą, wystarczająca ilość wody.

Ekonomika

Inwestycje wymagane dla systemu oczyszczania gazów odlotowych mają oczywiście zasadnicze znaczenie. Oceniając wymagane inwestycje, należy uwzględnić koszty wszystkich wymaganych obiektów. W szczególności znaczący wpływ na koszty mogą mieć dostarczanie mediów, kanały odprowadzające powietrze do jednostki ograniczającej emisję zanieczyszczeń i wymagania dla wyposażenia pomocniczego (na przykład bębna uszczelniającego dla pieca do spopielania/utleniacza, urządzenia do uzdatniania wody dla kondensatora).

Chociaż początkowa inwestycja jest ważna, koszty eksploatacji mogą być jeszcze ważniejsze. Należą do nich: zużycie mediów, wymiana katalizatorów, mediów adsorpcyjnych lub membran, koszty odczynników chemicznych, działanie i konserwacja, usuwanie pozostałości produkcyjnych, oczyszczanie wstępne i oczyszczanie następcze itd. Podczas ich oceny należy starannie określić ilościowo koszty związane z każdym z etapów eksploatacji (normalne działanie, regeneracja i przebieg jałowy). Na przykład, dopalacze termiczne są zwykle wyposażone w okładziny ogniotrwałe. Ten materiał ogniotrwały jest wrażliwy na wilgoć i dlatego musi być cały czas utrzymywany w cieple. Ilość paliwa potrzebna do utrzymania ciepła podczas przebiegu jałowego jest ważnym czynnikiem w przypadku systemów, które nie są eksploatowane 24 godziny na dobę przez 7 dni w tygodniu. Utrzymanie układu regeneracyjnego lub bezpłomieniowego w tej temperaturze wymaga części paliwa potrzebnego do działania prostego dopalacza termicznego.

Inwestycja wymagana dla samego oczyszczania typu „końca rury” będzie zasadniczo funkcją całkowitego natężenia przepływu gazu, który ma być poddany oczyszczaniu; w związku z tym wysiłki zmierzające do zminimalizowania tego natężenia przepływu będą opłacalne. Wreszcie, wybór odpowiedniej technologii oczyszczania będzie miał znaczący wpływ na wymagane koszty inwestycyjne i eksploatacyjne.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe wdrażania tej techniki obejmują zapewnienie opłacalności dokonywanych wyborów i zmniejszenie ogólnego wpływu instalacji na środowisko.

Przykładowe instalacje

Każdy zakład wybiera własny system kontroli gazów odlotowych.

Literatura źródłowa

Brak literatury źródłowej.

3.1.5.3.5 Wybór systemu poboru

3.1.5.3.5.1 Streszczenie

Wybór odpowiedniego systemu poboru zależy od wyboru systemów oczyszczania, a zatem zależy od zadania i celu oczyszczania ścieków i gazów odlotowych. Metodologię wyboru opisano w poniższych sekcjach dotyczących odprowadzania ścieków (patrz Sekcja 3.1.5.3.5.2) i kanałów gazów odlotowych (patrz Sekcja 3.1.5.3.5.3).

3.1.5.3.5.2 Wybór systemu poboru i segregacji ścieków

Opis

Uwzględniając wyniki wykazu/rejestru ścieków (patrz Sekcja 3.1.5.2.3), wybór odpowiedniego systemu poboru ścieków zapewnia optymalne odprowadzanie ścieków, powodując jak najmniejszy wpływ na środowisko. W zależności od wymagań dalszego oczyszczania należy zainstalować system odprowadzania, który spełnia potrzeby:

- Odpływów wody deszczowej;
- odpływów wody chłodzącej, w zależności od stopnia zanieczyszczenia;
- odpływów ścieków odpowiednich do bezpośredniego zrzutu bez oczyszczania;
- odpływów ścieków sanitarnych;
- odpływów ścieków technologicznych zgodnie z ich pochodzeniem;
- odpływów zdecentralizowanych lub scentralizowanych (na terenie obiektu miejscu lub poza nim) urządzeń do uzdatniania wody;
- oddzielnych odpływów ścieków organicznych i nieorganicznych bez istotnego ładunku organicznego, co zapobiega rozcieńczaniu obu części, powodującemu utratę skuteczności oczyszczania.

Te warunki wstępne, a także czynniki ekonomiczne, wymagają wdrożenia i utrzymania systemów separacji/segregacji ścieków. Ścieki niewymagające oczyszczania (np. niezanieczyszczona woda chłodząca lub niezanieczyszczona woda deszczowa) są oddzielane od ścieków, które muszą zostać poddane oczyszczaniu, zmniejszając w ten sposób obciążenie hydrauliczne systemu odprowadzania i oczyszczania.

Segregację strumieni ścieków przeprowadza się jest również w celu:

- wstępnego oczyszczenia związków, które ujemnie wpływają na końcową oczyszczalnię ścieków (np. zabezpieczenia biologicznej oczyszczalni przed związkami hamującymi lub toksycznymi);
- wstępnego oczyszczenia związków, których ilość zredukowano niewystarczająco podczas oczyszczania końcowego (np. związków toksycznych, związków organicznych słabo ulegających/nie ulegających biodegradacji, związków organicznych obecnych w wysokich stężeniach lub metali podczas oczyszczania biologicznego);
- wstępnego oczyszczania związków, które w przeciwnym razie są usuwane do powietrza z układu zbierającego lub podczas końcowego oczyszczania (np. lotnych związków fluorowcoorganicznych, benzenu);
- wstępnego oczyszczania związków, które mają inne negatywne działanie (np. korozja sprzętu, niepożądana reakcja z innymi substancjami, zanieczyszczenie osadu ściekowego);
- umożliwienia odzysku materiału.

Strumienie ścieków, które nie spełniają wymagań jakościowych dotyczących końcowego oczyszczania, podlegają specjalnym operacjom wstępnego oczyszczania. W związku z tym dla każdego strumienia ścieków należy postępować zgodnie z procesem decyzyjnym przedstawionym na Rysunek 3.3 , a następnie odpowiednio zaprojektować właściwy system kanalizacyjny.

Ścieki można pobierać przez podziemne lub naziemne kanały ściekowe lub odprowadzenia. Istniejące instalacje są często wyposażone w systemy podziemne, ponieważ mogą one działać jako kanały ściekowe grawitacyjne, oszczędzając energię do pompowania, a rurociągi znajdują się poza instalacjami procesowymi. Kolektory naziemne mają tę zaletę, że można łatwo wykryć wycieki lub naruszenia, zanim w zbiorniku wód podziemnych nastąpi większa szkoda. Jeżeli poziom wód gruntowych w obiekcie przemysłowym jest bliski zeru, tak jak dzieje się to w przypadku miejsc położonych w pobliżu wałów, ujęć rzek lub obszarów przybrzeżnych, zwykle nie ma innego wyboru niż przepuszczanie kanałów naziemnych. Zaawansowana technologia wykorzystuje kanalizację naziemną, ponieważ konserwacja, modernizacja i naprawy są łatwiejsze do wykonania, a zatem ich eksploatacja jest opłacalna. Wadą jest zapotrzebowanie na kanały ciśnieniowe i ryzyko tworzenia się emulsji z powodu pompowania. Sytuacje klimatyczne mogą jednak stanowić problem dla kanalizacji naziemnej (np. w przypadku obszarów o długich okresach mrozów).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Głównymi zaletami tej techniki są: zmniejszenie ilości ścieków wymagających oczyszczenia, zwiększenie ładunku substancji zanieczyszczających, co umożliwia bardziej wydajne oczyszczanie, a także możliwość odzysku/ponownego wykorzystania materiału.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie stwierdzono istotnych efektów.

Dane robocze

Zaleca się oddzielny zrzut w celu uniknięcia efektu rozcieńczenia oczyszczonych ścieków. Im bardziej stężone są ścieki powstające w wyniku separacji, tym bardziej skuteczne jest ich dalsze oczyszczanie.

Możliwość zastosowania

Ma zastosowanie w nowych instalacjach. W przypadku istniejących instalacji mogą wystąpić trudności techniczne i ekonomiczne związane z instalacją systemu separacji/segregacji ścieków (patrz Ekonomia poniżej).

Ekonomia

Koszty modernizacji związane z separacją/segregacją ścieków w istniejących zakładach mogą być znaczne. Systemy separacji/segregacji ścieków mogą być skutecznie instalowane w nowych zakładach. Oszczędności mogą być spowodowane zmniejszeniem potencjału zatrzymywania wody potrzebnego na terenie obiektu.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe wdrażania tej techniki obejmują zapewnienie opłacalności dokonywanych wyborów, umożliwienie odzysku materiału i zmniejszenie ogólnego wpływu instalacji na środowisko.

W niektórych krajach mieszanie niezanieczyszczonej wody deszczowej z innymi ściekami jest zabronione. **Przykładowe instalacje**

Każdy zakład wybiera własny system poboru i segregacji ścieków.

Literatura źródłowa

[148, Degremont SUEZ 2007]

3.1.5.3.5.3 Wybór systemu poboru gazów odlotowych

Opis

Systemy poboru gazów odlotowych są często znacznie mniej rozbudowane niż systemy poboru ścieków. Są instalowane głównie:

- jako wentylacyjne systemy poboru, prowadzące kilka kanałów wentylacyjnych do centralnego systemu oczyszczania;
- w celu wychwytywania emisji rozproszonych i/lub niezorganizowanych (patrz Sekcja 3.5.4) za pomocą wyciągów i wprowadzania ich do jednostki oczyszczania (rzadziej stosowane);
- jako systemy spalania w pochodni, które instaluje się przede wszystkim w celu umożliwienia bezpiecznego usuwania gazów odlotowych w sytuacjach awaryjnych (patrz Sekcja 3.5.1.6).

Aby zminimalizować natężenie przepływu powietrza do jednostki sterującej, zaleca się jak najszczelniej zamknąć źródła emisji za pomocą ścianek działowych oddzielających źródła emisji od otoczenia. Powoduje to jednak obawy związane z funkcjonalnością (dostęp do wyposażenia), bezpieczeństwem (unikanie stężeń zbyt bliskich LEL) i higieną (w przypadkach, gdy wymagany jest dostęp operatora do wnętrza obudowy). Obudowę należy zaprojektować w taki sposób, aby nie dochodziło do ulatniania się par, zapewniając odpowiednią prędkość powietrza przez otwory (zalecane minimum 0,5 m/s). Całkowite natężenie przepływu powinno być wystarczające, aby zapewnić rozcieńczenie

par do wartości znacznie poniżej LEL. Jeżeli istnieje prawdopodobieństwo przekroczenia tego stężenia, wymagane jest zainstalowanie detektora LEL wewnątrz obudowy, w tym odpowiedniego urządzenia kontrolnego.

W większości przypadków system oczyszczania emisji zostanie zainstalowany w istniejących punktach emisji kanałowych lub wentylacyjnych systemach poboru. Przed ustaleniem całkowitego natężenia przepływu w systemie oczyszczania uzasadniona jest krytyczna ocena tych istniejących systemów. Ta ocena jest wymagana z dwóch podstawowych powodów:

- Rzeczywiste natężenia przepływu zapewniane przez dmuchawy mogą znacznie różnić się od projektowanego natężenia przepływu dmuchawy, z powodu spadków ciśnienia przed i za dmuchawą. Rzeczywiste natężenia przepływu przy mniej niż 50% zaprojektowanej mocy dmuchawy nie są rzadkością. Dlatego też, oparcie natężeń przepływu systemu oczyszczania na sumie zaprojektowanych przepływów dmuchawy dostarczanych do jednostki sterującej może prowadzić do znacznie przewymiarowanego oczyszczania typu „końca rury”. W związku z tym zaleca się pomiar rzeczywistych prędkości przepływu. Należy dokonać poprawek w ostatecznej konstrukcji systemu, aby uwzględnić zmiany w natężeniach przepływu (wzrosty lub spadki), które mogą być spowodowane przez instalację jednostki oczyszczania. W przypadku spadku prędkości przepływu należy również sprawdzić wpływ na bezpieczeństwo.
- Istniejące systemy wentylacyjne lub wyciągowe mogą nie być zaprojektowane z myślą o minimalizacji natężenia przepływu. Niewielkie zmiany w konstrukcji mogą prowadzić do znacznego zmniejszenia natężenia przepływu, a w konsekwencji do znacznych oszczędności w kosztach oczyszczania typu „końca rury”.

W przypadku systemów gromadzenia LZO najważniejsze są kwestie bezpieczeństwa i higieny pracy personelu. Urządzenia, które można zainstalować, aby zapobiec zapłonowi łatwopalnych mieszanek gaz-tlen lub zminimalizować ich działanie poprzez zapobieganie wybuchom obejmują:

- urządzenia do zatrzymywania wybuchu;
- bębny uszczelniające;
- uszczelnienia wodne.

Stężenie w systemach gromadzenia LZO należy utrzymywać znacznie poniżej lub powyżej zakresu wybuchowości, co oznacza, że właściwa mieszanina gazów odlotowych ma kluczowe znaczenie.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Głównymi zaletami tej techniki są: zmniejszenie ilości gazów odlotowych wymagających oczyszczania, zwiększenie stężenia substancji zanieczyszczających, co umożliwia bardziej wydajne oczyszczanie, a także możliwość odzysku/ponownego wykorzystania materiału.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Wybór systemu gromadzenia gazów odlotowych może stwarzać obawy odnośnie do zdrowia i bezpieczeństwa, co może być objęte dyrektywami ATEX [126, UE 2014] [131, UE 1999].

Dane robocze

Dla każdej instalacji wybiera się własny system kontroli gazów odlotowych.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe wdrażania tej techniki obejmują zapewnienie opłacalności dokonywanych wyborów, umożliwienie odzysku materiału i zmniejszenie ogólnego wpływu instalacji na środowisko.

Przykładowe instalacje

Dla każdej instalacji wybiera się własny system kontroli gazów odlotowych.

Literatura źródłowa

[126, UE 2014] [131, UE 1999]

3.1.5.3.6 Wdrażanie wybranych opcji kontroli emisji

Opis

Po wybraniu środków kontroli emisji należy szczegółowo zaplanować ich wdrożenie, niezależnie od tego, czy mają one charakter organizacyjny czy sprzętowy. W przypadku stwierdzenia nieoczekiwanych problemów podczas szczegółowego planowania i/lub oceny, wybór opcji kontroli emisji może wymagać korekty. Jest w pełni zrozumiałe, że udane wdrożenie technik kontroli wymaga dobrego etapu projektowania. W przeciwnym razie działanie opcji kontrolnej wykazywałoby niski standard środowiskowy i niekorzystny stosunek kosztów do korzyści inwestycji w ochronę środowiska.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Prawidłowe wdrożenie wybranych opcji kontroli emisji pozwala uzyskać optymalną efektywność środowiskową systemów.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska Nie stwierdzono istotnych efektów.

Dane robocze

Czas niezbędny do wdrożenia środków kontroli emisji zależy w dużym stopniu od charakteru środków i rodzaju obiektu, w którym należy je wdrożyć. Przykłady takich środków podano poniżej.

- Środki organizacyjne, np. rewizja procedur operacyjnych lub praktyk układania harmonogramu, które zazwyczaj można wdrożyć stosunkowo szybko.
- Środki kontrolne, np. procedury optymalizacji sterowania komputerowego, których opracowanie i sprawdzenie w środowisku operacyjnym może zająć kilka miesięcy (lub nawet dłużej).
- Środki sprzętowe, np. wdrażanie urządzeń sterujących lub modyfikacji procesów mających na celu redukcję źródeł, które mogą wymagać od kilku miesięcy do kilku lat, w zależności od wielkości projektów i możliwości ich wdrożenia w środowisku eksploatowanego zakładu. Czas ten obejmuje zaprojektowanie urządzeń, uzyskanie zezwoleń, szczegółowe prace inżynierskie, zakup sprzętu, instalację i uruchomienie. W wielu przypadkach w celu dokonania modyfikacji instalacji wymagane jest całkowite zatrzymanie zakładu (modernizacja), a przy dużych operacjach chemicznych lub petrochemicznych może się to zdarzyć tylko raz na kilka lat.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomika

Wskutek poprawnego wdrożenia systemów kontroli emisji oczekuje się oszczędności dzięki zmniejszeniu lub uniknięciu prac konserwacyjnych.

Siła napędowa dla wdrożenia

Zmniejszenie wpływu na środowisko i obniżenie kosztów konserwacji są głównymi siłami napędowymi wdrażania.

Przykładowe instalacje

W każdym zakładzie dokonuje się właściwego wyboru sposobu oczyszczania gazów odlotowych, biorąc pod uwagę szereg czynników.

Literatura źródłowa

Brak literatury źródłowej.

3.1.5.3.7 Metody kontroli jakości

Opis

Metody kontroli jakości są narzędziami, które stosuje się jako „narzędzie do rozwiązywania problemów”, gdy istniejący proces oczyszczania wymyka się spod kontroli lub nie może spełnić wymagań dotyczących zezwolenia. Zrzuty z oczyszczalni są funkcją właściwości wpływających do niej ścieków i wydajności operacji oczyszczania. Aby sprawdzić, czy proces oczyszczania przebiega prawidłowo, jakość wyników ocenia się według zestawu norm. Jeśli te normy nie zostaną spełnione, istnieje pilna potrzeba przywrócenia wydajności w ramach standardów przez [64, Hartung 1993]:

- wykrycie zmiany;
- określenie przyczyny zmiany;
- podjęcie działań korygujących w celu przywrócenia systemu do właściwego stanu.

Rozwiązywanie problemów i doskonalenie systemu wymagają sprawdzenia całego zakładu lub obiektu, a działania naprawcze współpracy kilku działów. Metody te przedstawiono w poniższym punkcie Dane operacyjne dla oczyszczania ścieków, przy czym metoda kontroli dla oczyszczania gazów odlotowych jest podobna.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Środki kontroli jakości umożliwiają szybkie wykrywanie i wdrażanie środków naprawczych w celu zapewnienia optymalnego funkcjonowania systemów oczyszczania zanieczyszczeń.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie stwierdzono istotnych efektów.

Dane robocze

Przeprowadzanie kontroli [64, Hartung 1993]

Operator OŚ może kontrolować niektóre zmienne, takie jak spust z odstożników, rozpuszczony tlen i surowiec chemiczny, które można dostosować, gdy wymagają tego okoliczności. Inne zmienne pozostają poza kontrolą operatora oczyszczalni ścieków, np. natężenie przepływu i charakterystyka ścieków. Te zmienne mogą poważnie wpłynąć na działanie OŚ i ostatecznie wpłynąć na jakość odprowadzanej wody. Ponadto dobra komunikacja między operatorem instalacji wytwarzającej ścieki a operatorem OŚ jest niezbędna dla zapewnienia najlepszej możliwej jakości ścieków wpływających odprowadzanych do odbiornika ścieków. Konwencje są narzędziami, które mogą pomóc w tym zakresie (patrz Sekcja 3.1.3).

Kontrolowane aspekty są regulowane w odpowiedzi na zmianę w systemie. Dostosowanie do warunków eksploatacji jest działaniem zwrotnym, przez które próbuje się uzyskać stałą wydajność w świetle błędnych danych wejściowych. Zmiennymi, których nie można kontrolować, steruje się w sposób predykcyjny lub ze sprzężeniem wyprzedzającym. Bezpośrednie testy i monitorowanie zapewnią OŚ ostrzeżenie o ważnych zmianach, które nastąpią po ich wprowadzeniu.

Kontrola/doskonalenie [64, Hartung 1993]

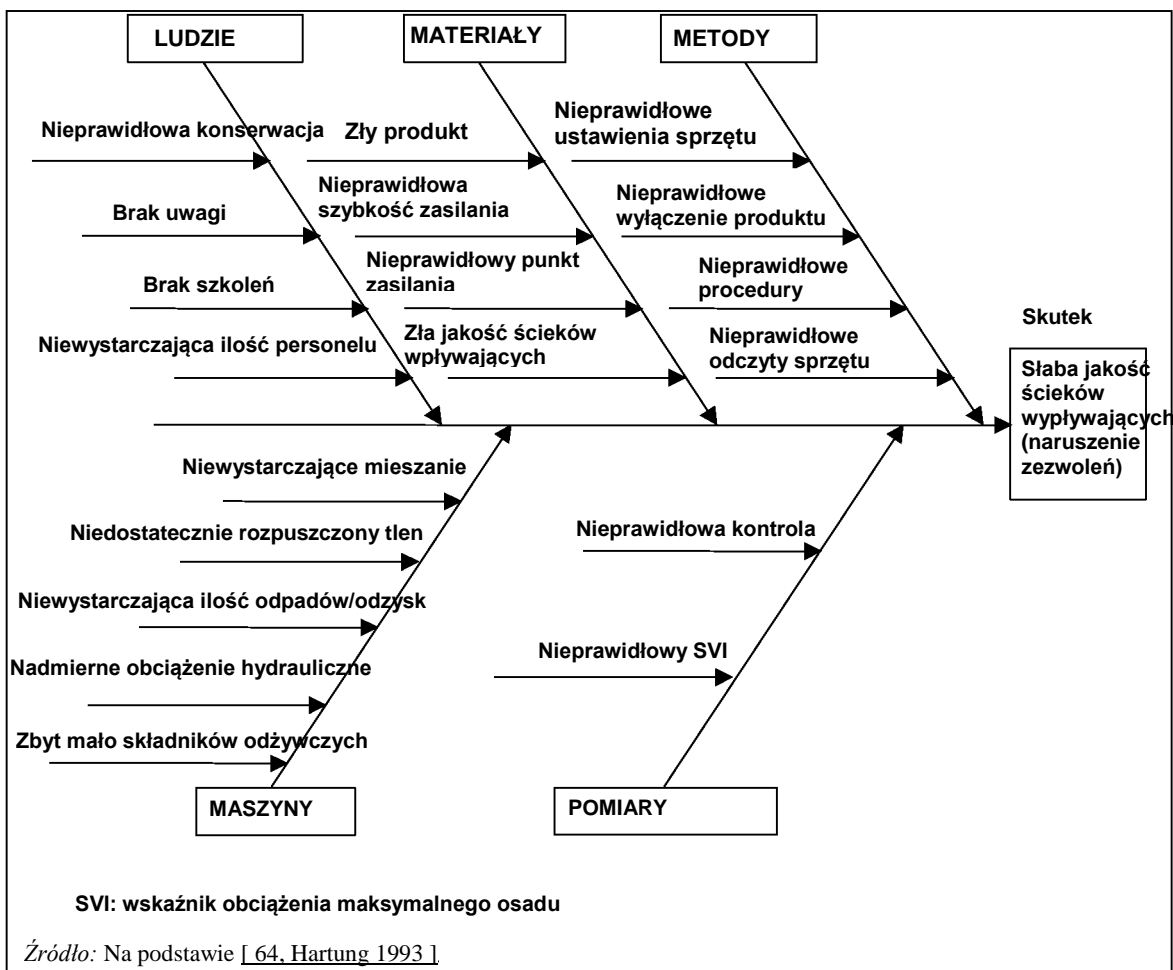
Powszechnym trybem eksploatacji OŚ jest kontrola procesu. Wykonuje się tylko te operacje, które muszą być wykonane w celu spełnienia norm i utrzymania kontroli nad jakością ścieków wpływających, tracąc w ten sposób część kontroli systemu. Kroki mające na celu odzyskanie utraconej kontroli, są dobrze znane i obejmują wykrywanie, identyfikację i działania korygujące (patrz wyżej). Łatwa opcja nierobienia niczego jest w większości przypadków niedopuszczalna. Pod względem jakości „kontrola” oznacza, że system radzi sobie ze zmianami najlepiej, jak tylko może, ale proces może nie być w stanie statystycznie spełnić nałożonych norm dotyczących ścieków wpływających, ponieważ albo istnieją nowe normy albo zmieniły się dane wejściowe. Nowy zestaw norm wymaga doskonalenia, wynikających z działań naprawczych, mających na celu osiągnięcie nowej strefy kontroli, która mieści się w zakresie nowych norm.

Narzędzia doskonalenia jakości [64, Hartung 1993]

Celem doskonalenia jakości jest odrzucenie typowych norm i osiągnięcie nigdy wcześniej nieosiągniętego poziomu wydajności, rozszerzenie zakresu rozwiązywania problemów poza korektę oczywistych problemów. Chociaż ważne jest, aby system działał, ważniejsze może być sprawdzenie całego systemu i zidentyfikowanie obszarów potencjalnego doskonalenia. Sposobem na przeprowadzenie tego jest trój etapowy proces:

- identyfikacja przyczyn potencjalnych problemów,
- pozyskiwanie danych i analiza,
- statystyczna kontrola procesu.

Pierwszym etatem rozwiązywania problemów i doskonalenia jakości jest skupienie się na ograniczonej liczbie potencjalnych problemów i próba zidentyfikowania ich podstawowych przyczyn. **Diagram przyczynowo-skutkowy** w postaci diagramu rybiej ości Ishikawy, przedstawiony na Rysunek 3.4., stanowi skuteczny sposób organizowania i przedstawiania różnych pomysłów dotyczących przyczyn źródłowych.



Rysunek 3.4: Diagram przyczynowo-skutkowy (diagram rybiej ości Ishikawy) do rozwiązywania problemów i poprawy złej jakości ścieków wpływających

Kolejnym narzędziem jest **analiza Pareto**, która jest rankingowym porównaniem czynników związanych z problemem. Jest to graficzny sposób identyfikowania kilku istotnych czynników lub problemów i koncentrowania się na nich.

Schemat poglądowy przedstawia etapy wymagane do uzyskania pożądanego rezultatu i można go wykorzystać do wyjaśnienia stosowanych procedur i do ogólnego zrozumienia całego procesu.

Drugim etapem rozwiązywania problemów i doskonalenia jakości jest pozyskiwanie dokładnych i wiarygodnych danych oraz ich analiza poprzez zbieranie niezbędnych informacji i przygotowywanie danych do lepszego wykorzystania, np. jako histogramy i/lub wykresy trendów. Umożliwiają one wizualizację stopnia zmienności procesu i identyfikację szczególnych problemów.

Trzecim etapem na drodze do poprawy wydajności OŚ jest wykorzystanie **statystycznej kontroli procesu (SPC)**. SPC używa metod statystycznych do badania, analizy i kontroli zmienności w procesie. Jest to narzędzie, dzięki któremu można uzyskać znaczące informacje o procesie, aby w razie potrzeby można było wprowadzić działania naprawcze. SPC służy do oceny ilościowej zmienności danych i określenia matematycznego, czy proces jest stabilny lub niestabilny, przewidywalny lub błędny. Wykres SPC to narzędzie, które pomaga odpowiedzieć na następujące pytania:

- Czy OŚ osiąga takie same wyniki, jak zawsze?
- Czy jest ona w stanie kontroli statystycznej lub czy istnieją szczególne przyczyny niezgodności?
- Czy działa ona tak dobrze, jak można się spodziewać, zważywszy na fizyczne ograniczenia?
- Kiedy dokładnie wymagane jest działanie naprawcze i kiedy należy pozostawić system bez niego?
- Czy należy podjąć działania naprawcze, zmieniając proces lub zmieniając procedury?

Przy tworzeniu wykresu SPC, górne i dolne granice statystyczne oblicza się na podstawie danych. Granice te są ustalane przez proces i są oparte na wcześniejszych wydajnościach. Nie należy ich mylić z granicami kontroli operacyjnej, tj. z granicami wykorzystywanymi do eksploatacji OŚ lub spełnienia zakresu zezwoleń. Granice kontroli operacyjnej muszą mieścić się w granicach statystycznych (górnej i dolnej).

Natychmiastowa uwaga lub działanie są wymagane, gdy:

- dane nie mieszczą się w granicach statystycznych, a zatem są uważane za szczególną przyczynę zmienności, np. w procedurze pobierania próbek, przy rozlaniu łągu lub dla przyrządu wymagającego kalibracji;
- granice statystyczne są zbyt szerokie, a rzeczywiste wartości ostatecznie znajdują się poza zakresem kontroli lub zakresem zezwoleń.

Kiedy granice statystyczne określone przez proces nie mieszczą się w normach lub wymaganiach eksploatacyjnych, operator prawdopodobnie reaguje właściwie na zmiany zauważone w procesie. Operator zмага się z systemem, który powinien działać w zakresie, w którym statystycznie nie może działać systematycznie. Dane wskazują, że istnieje zbyt duża zmienność, aby można było systematycznie eksploatować oczyszczalnię ścieków i że w celu uzyskania kontroli należy wprowadzić zmiany w systemie.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomia

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Metody kontroli jakości wdraża się w ramach systemu zarządzania środowiskowego.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[64, Hartung 1993]

3.1.5.4 Narzędzia do zarządzania strategicznego

3.1.5.4.1 Streszczenie

Narzędzia do zarządzania strategicznego są opisane, gdy mają zastosowanie do organizacji i operacji obsługi zrzutów. Ich zastosowanie do zarządzania procesami może należeć do zakresu innych chemicznych dokumentów BREF lub dokumentu REF dotyczącego gospodarki i efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska (ECM) [112, COM 2006]. Przykładami takich narzędzi, które oceniają opcje środowiskowe i ekonomiczne, są:

- ocena ryzyka;
- analiza porównawcza.

3.1.5.4.2 Ocena ryzyka

Opis

Ocena ryzyka jest powszechną metodologią obliczania ryzyka personalnego i ekologicznego będących wynikiem działalności w obrębie procesów produkcyjnych. Może ona uwzględniać na przykład ciągłe i nieciągłe emisje, straty na skutek wycieków i przypadkowe emisje. Jest to etapowy i iteracyjny proces składający się z co najmniej pierwszego z pięciu etapów r 67, Ullmann's 2000 1:

- identyfikacji zagrożenia, tj. identyfikacji zdolności substancji do powodowania niepożądanych skutków;
- oceny zależności skutku od stężenia, tj. oszacowania zależności między poziomem narażenia na substancję a częstotliwością i istotnością jej skutków;
- oceny narażenia, tj. oszacowania stężeń lub dawek, na które mogą być narażone elementy środowiska (w tym populacja ludzka);
- charakterystyki ryzyka, tj. oceny częstości występowania i nasilenia niekorzystnych skutków, które mogą wystąpić;
- oszacowania ryzyka, tj. oceny ilościowej prawdopodobieństwa w charakterystyce ryzyka.

Kiedy w pierwszym etapie nie zidentyfikuje się żadnego zagrożenia w strumieniu zrzutu, zastosowanie procesu iteracyjnego jest nieaktualne.

Wspomniany powyżej proces iteracyjny charakteryzuje ryzyko, określa, kto lub co jest objęte ryzykiem, a także poziomy, źródła i drogi narażenia. Kolejnym etapem jest – wynikające z procesu oceny ryzyka – zmniejszenie ryzyka i złagodzenie skutków niepożądanego zdarzenia [67, Ullmann's 2000]. W związku z tym ocena ryzyka może dostarczyć cennych zaleceń dotyczących wymagań dla oczyszczalni, a także opracowania środków zapobiegawczych i minimalizujących. Ocena ryzyka może na przykład wykazać, że:

- emitowany strumień ma toksyczne właściwości, które w ogóle nie pozwalają na narażenie środowiska na jego działanie, co powoduje, że wymagana jest całkowita redukcja lub utylizacja;
- instalacja procesu może nie być możliwa, ponieważ odbiornik ścieków jest już zanieczyszczony do tego stopnia, że dodatkowe zanieczyszczenie może spowodować niebezpieczne narażenie;
- w porównaniu z bardziej powszechnym, może być korzystny inny rodzaj oczyszczania;
- może być wymagana zmiana w procesie produkcji w celu spełnienia wymogów jakości środowiska.

Proces podejmowania decyzji o odpowiednich środkach wykracza poza zakres oceny ryzyka. Na te decyzje mogą wpływać względy społeczno-ekonomiczne i polityczne. Ważne jest zatem oddzielenie oceny ryzyka opartej wyłącznie na podstawie danych technicznych z tego praktycznego procesu [67, Ullmann's 2000], co zwykle obejmuje względy związane z ryzykiem i korzyściami, w tym

przypisanie kosztów i często wiąże się z subiektywnym osądem. Spostrzeżenia te uwzględniono w dokumencie REF dotyczącym gospodarki i efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska (ECM) [112, COM 2006].

Istnieją programy komputerowe do stosowania procesów oceny ryzyka [24, InfoMil 2000].

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Narzędzia oceny ryzyka pomagają kierownictwu zakładu w zmniejszaniu ryzyka i łagodzeniu skutków zdarzeń niepożądanych.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie stwierdzono istotnych efektów.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe do wdrożenia obejmują bezpieczeństwo pracowników i ochronę zakładu produkcyjnego przed zdarzeniami niepożądanymi.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[24, InfoMil 2000] [67, Ullmann's 2000], [112, COM 2006]

3.1.5.4.3 Analiza porównawcza

Opis

Analiza porównawcza jest procesem porównywania osiągnięć jednego zakładu lub obiektu z osiągnięciami innych. Jest to narzędzie umożliwiające operatorowi ocenę własnego sposobu działania, np. gospodarowania ściekami i gazów odlotowymi lub oczyszczania ich, w odniesieniu do podobnych działań prowadzonych gdzie indziej. Główne elementy obejmują metoda obliczeniowa rankingu i weryfikacja dostarczonych wyników. Analiza porównawcza może być instrumentem poprawy sytuacji środowiskowej na terenie obiektu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Analiza porównawcza może prowadzić do ulepszeń, które są korzystne w odniesieniu do ogólnej efektywności środowiskowej instalacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Z analizą porównawczą nie wiążą się żadne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomika

Gromadzenie i analiza danych potrzebnych do przeprowadzenia analizy porównawczej pociąga za sobą pewne koszty. Mogą się one znacznie różnić się w zależności od sektora lub podsektora przemysłu branego pod uwagę przy badaniu porównawczym.

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową wdrożenia jest optymalizacja pracy instalacji, w tym jej efektywności środowiskowej.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

Brak literatury źródłowej.

3.1.5.5 Narzędzia dotyczące bezpieczeństwa i sytuacji awaryjnych

3.1.5.5.1 Streszczenie

Ponieważ wszystkie zakłady przemysłu chemicznego mogą potencjalnie powodować znaczne szkody dla środowiska i zagrażać zaopatrzeniu w wodę i zdrowiu publicznemu, należy podjąć środki, aby maksymalnie ograniczyć ryzyko lub reagować na wypadki w taki sposób, aby zminimalizować ich skutki. Istnieją szczególne przepisy (zwłaszcza dyrektywa Seveso III [[145](#), [EU 2012](#)]) służące zapobieganiu zagrożeniom poważnymi wypadkami związanymi z niebezpiecznymi substancjami i, jeśli wystąpią, ograniczeniu ich konsekwencji.

Wycieki substancji chemicznych i oleju są oczywistym zagrożeniem w zakładach chemicznych. Jednak materiały, które nie są niebezpieczne dla ludzi, mogą również powodować poważne problemy środowiskowe, podobnie jak woda odpływowa generowana w przypadku pożaru. Szkody wyrządzone środowisku naturalnemu mogą być długotrwałe, a w przypadku wód gruntowych mogą utrzymywać się przez dziesięciolecia lub nawet dłużej. Rzeki, kanały ściekowe, przepusty, kanały odpływowe, systemy dystrybucji wody i inne usługi stanowią sposoby transportu zanieczyszczeń poza teren zakładu, a skutki uwolnienia mogą być widoczne w pewnej odległości. W wielu przypadkach można uniknąć poważnych incydentów związanych z zanieczyszczeniem, jeśli zastosuje się odpowiednie środki zapobiegania zanieczyszczeniom lub będą one natychmiast dostępne. Planowanie na wypadek awarii jest kluczem do sukcesu i należy starannie zajmować się zarówno środkami zapobiegawczymi, jak i strategiami reagowania na incydenty, jako narzędziami do zarządzania [[74](#), [Environmental Alliance \(UK\) 2000](#)].

Zanieczyszczenia mogą przedostawać się z terenu obiektu do środowiska wodnego wieloma drogami, takimi jak [[74](#), [Environmental Alliance \(UK\) 2000](#)]:

- system odprowadzania wód powierzchniowych na terenie obiektu, bezpośrednio lub za pośrednictwem kanałów wód powierzchniowych poza terenem obiektu;
- bezpośrednie spływanie do pobliskich cieków wodnych lub do ziemi, z potencjalnym zagrożeniem dla wód gruntowych;
- przez system kolektorów sanitarnych, przy czym zanieczyszczenia przechodzą niezmiennie przez oczyszczalnię ścieków lub wpływają na jej wydajność działania, powodując dalsze szkody w środowisku;
- przez depozycję atmosferyczną, taką jak smugi oparów.

Przypadkowemu uwalnianiu się gazów do powietrza należy zwykle zapobiegać za pomocą odpowiedniego sprzętu bezpieczeństwa i prawidłowej eksploatacji instalacji, ponieważ w większości przypadków nie można uchwycić uwolnionych gazów . Wyjątkiem są gazy, które można mieszać z wodą, takie jak kwasy lub amoniak, które można oblać kurtyną wodną i tym samym włączyć do oczyszczania ścieków.

3.1.5.5.2 Zarządzanie wodą gaśniczą i dużymi wyciekami

Opis

Głównym celem zarządzania wodą gaśniczą i dużymi wyciekami jest stosowanie strategii ograniczania rozprzestrzeniania i sprzętu do postępowania z wyciekami. Należy również uwzględnić inne narzędzia do zarządzania, takie jak narzędzia operacyjne i strategiczne i wspierać ich działanie za pomocą planów awaryjnych lub planów reagowania na incydenty związane z zanieczyszczeniami (patrz Sekcja 3.1.5.5.3) w celu ograniczenia wpływu wszelkich nieplanowanych zdarzeń, które mają miejsce [74, Environmental Alliance (UK) 2000].

Pierwszym etapem jest jednak rozważenie strategii przeciwpożarowych i możliwych metod zmniejszenia ilości generowanej odpływowej wody gaśniczej, np. za pomocą rozpylaczy zamiast dysz, kontrolowanego spalania i możliwego zawracania wody gaśniczej, wszędzie tam, gdzie jest to bezpieczne i możliwe [74, Environmental Alliance (UK) 2000].

Systemy zabezpieczające

W zakładach chemicznych będzie jeden lub więcej poziomów zabezpieczenia. Przy podejmowaniu decyzji o odpowiednim poziomie zabezpieczenia pomocna jest ocena ryzyka (patrz Sekcja 3.1.5.4.2). Operator powinien uwzględnić materiały niebezpieczne na terenie zakładu, ryzyko stwarzane przez wypadki, pożar, zalania i wandalizm, prawdopodobny charakter zniszczenia ochrony bezpośredniej (tj. cysterny lub zbiornika, w którym przechowuje się materiał), wrażliwość środowiska odbiorczego oraz znaczenie zapobiegania każdemu wynikłemu zrzutowi do niego.

W wielu przypadkach ochrona pierwotna i miejscowa (obwałowanie) zapobiegają incydentowi spowodowania zanieczyszczenia. Jednak tam, gdzie nie jest zapewniona miejscowa ochrona lub ocena ryzyka wskazuje, że wymagane są dodatkowe zabezpieczenia, np. w celu powstrzymania spływu wody gaśniczej, który może wynosić nawet tysiące metrów sześciennych, można zastosować zdalne systemy ochrony. Można je stosować osobno lub w połączeniu z ochroną miejscową, do wszystkiego, od niewielkiego obszaru obejmującego część terenu obiektu do dużej liczby pojedynczych instalacji. Mogą one być wymagane do ochrony zarówno systemów odprowadzania wód powierzchniowych, jak i kanalizacji sanitarnej [74, Environmental Alliance (UK) 2000].

Pojemność potrzebna do zdalnych systemów ochrony musi uwzględniać:

- potencjalną szkodę, jaką może spowodować zanieczyszczona woda gaśnicza (metody oceny oparte na zwrotach R określających rodzaj zagrożenia – zgodnie z definicją w rozporządzeniu (WE) nr 1272/2008 w sprawie klasyfikacji, oznakowania i pakowania substancji i mieszanin [66, Rozporządzenie WE/1272/2008 2008] – mogą być stosowane tak samo, jak systemy podobne do niemieckiej koncepcji VCI w zakresie zdolności do zatrzymywania wody gaśniczej, gdzie zdefiniowane są klasy zagrożenia);
- pojemność pierwotną (tj. pojemność zbiornika, w którym przechowuje lub przenosi się materiał);
- potencjalną ilość opadów podczas zdarzenia awaryjnego;
- wodę gaśniczą i chłodzącą;
- pianę (jako środek gaśniczy);
- efekty dynamiczne, takie jak początkowy przypyływ fal płynnych lub przyniesionych przez wiatr.

Systemy zdalnej ochrony mogą składać się z:

- lagun ochronnych (lub zbiorników ochronnych obwałowanych ziemią), jeżeli topografia terenu oraz warunki gruntowe i glebowe są odpowiednie, a laguny zasadniczo nieprzepuszczalne;
- cystern zbudowanych do tego celu; ich rzeczywisty rozmiar, standardy projektowe i wykończenia ochronne zależą od oceny ryzyka na terenie obiektu, czasu retencji, ilości i charakteru przechowywanych materiałów;
- zaworów odcinających i zastawek, uruchamianych ręcznie lub wyzwanych za pomocą czujników automatycznych, w celu odizolowania części lub całego terenu obiektu;
- separatorów oleju (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.8).

Chociaż w wielu obiektach należy zapewnić stałe urządzenia ochronne, mogą zaistnieć okoliczności, w których problem wycieku nie będzie mógł zostać rozwiązany przez takie urządzenia, np. jeśli wystąpi on

poza obwałowanym obszarem. W innych przypadkach, szczególnie w mniejszych obiektach, instalacje do zabezpieczania wody gaśniczej mogą być niemożliwe do wykonania ze względów związanych z kosztami i przestrzenią. W takich przypadkach należy rozważyć tymczasowe systemy ograniczania zanieczyszczeń lub materiały kontrolujące zanieczyszczenia [74, Environmental Alliance (UK) 2000].

Przykłady awaryjnych środków ochronnych obejmują [74, Environmental Alliance (UK) 2000]:

- obszary technologiczne, zaprojektowane w sposób umożliwiający wnikanie i zapobiegający spływowi, wyposażone w nieprzepuszczalny system okładzinowy w celu zapobiegania rozprzestrzenianiu się do innych warstw lub wód gruntowych;
- obwałowanie parkingów samochodowych i innych trwałych miejsc;
- doły i rowy, wyposażone w okładzinę, szczególnie w obszarach o dużej podatności na przenikanie wód gruntowych;
- przenośne cysterny, pojemniki na beczki i tankowce.

Materiały i sprzęt awaryjny

Dostępnych jest wiele produktów do usuwania wycieków lub do usuwania wycieków w obszarach awaryjnego zabezpieczenia. Wszelkie użyte materiały i sprzęt muszą być odpowiednio konserwowane i strategicznie rozmieszczone w dostępnych miejscach, które są wyraźnie oznakowane objaśnieniami ich użycia. Plan reagowania na incydenty związane z zanieczyszczeniami (patrz Sekcja 3.1.5.5.3) powinien umożliwiać identyfikację urządzeń i materiałów służących do zapobiegania zanieczyszczeniom oraz ich lokalizację. Takie materiały i sprzęt obejmują [74, Environmental Alliance (UK) 2000]:

- piasek i ziemię do wchłaniania wycieków oleju i substancji chemicznych i do stosowania ich w workach z piaskiem;
- zastrzeżone absorbenty;
- urządzenia i substancje uszczelniające do uszkodzonych pojemników;
- uszczelki spuszczone;
- bariery.

Należy stosować środki mające na celu utylizację, tak szybko jak to możliwe, wszelkich wycieków, zanieczyszczonego materiału lub wody gaśniczej. Gdy możliwe jest ponowne wykorzystanie, rozlany materiał powinno się zawrócić do miejsca składowania na terenie obiektu. Jeśli wymagana jest utylizacja poza terenem zakładu, można to zrobić przy pomocy [74, Environmental Alliance (UK) 2000]:

- zwykłego nośnika odpadów;
- zrzutu do kolektora sanitarnego za zgodą operatora kanalizacji;
- oczyszczania wody zanieczyszczonej węglowodorami za pomocą separatorów oleju na terenie obiektu.

Oczyszczanie/utylizacja musi uwzględniać trwałe i/lub toksyczne zanieczyszczenia, które mogą również pochodzić z pianowych materiałów gaśniczych (na przykład wodnych pian tworzących film, zawierających perfluorowane związki chemiczne [82, Seow 2013]). Jako środek zapobiegawczy należy ocenić materiały gaśnicze, aby wybrać najbardziej odpowiednią opcję o najmniejszym wpływie na środowisko.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Korzyścią dla środowiska płynącą z tej techniki jest minimalizacja wpływu wody gaśniczej i wycieków.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie stwierdzono istotnych efektów.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie w nowych i istniejących instalacjach.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Gospodarowanie wodą gaśniczą i wyciekami jest wymagane, aby zmniejszyć wpływ awarii/wypadków na środowisko.

Przykładowe instalacje

Przykładowe instalacje to obiekty Seveso (wysoki próg).

Literatura źródłowa

[66, Rozporządzenie WE/1272/2008 2008] [74, Environmental Alliance (UK) 2000] [82, Seow 2013]

3.1.5.5.3 Planowanie reakcji na incydenty związane z zanieczyszczeniem**Opis**

Plan reagowania na incydenty związane z zanieczyszczeniami, jak wspomniano kilka razy w Sekcji 3.1.5.5.2, jest głównie strategią rozpowszechniania wszystkich potrzebnych informacji w najbardziej efektywny sposób wśród wszystkich tych, których może dotyczyć. Ogólny sposób wdrożenia takiego planu obejmuje [75, Environmental Alliance (UK) 2000]:

- podanie szczegółów na temat obiektu i osób, dla których plan jest istotny;
- sporządzenie wykazu najważniejszych numerów kontaktowych, takich jak numery do służb ratowniczych, odpowiednich organów regulacyjnych w zakresie ochrony środowiska, lokalnych dostawców wody i operatorów kanalizacji, dyrektorów EHS, osób odpowiedzialnych za klucze i personelu kontaktowego, wyspecjalizowanych doradców itp. ;
- posiadanie gotowego planu odwadniania terenu, zawierającego przejrzysty schemat obiektu, przedstawiający układ i szczegóły dostępu, zewnętrzne punkty zrzutu dla wód powierzchniowych i wypływających ścieków przemysłowych itd. ;
- zapewnienie wykazu olejów, substancji chemicznych i produktów dla wszystkich substancji składowanych na terenie obiektu, z podaniem maksymalnej ilości, która może być przechowywana, wraz z dołączonymi charakterystykami bezpieczeństwa;
- wyszczególnienie procedur awaryjnych, określenie zakresu objętych działalnością, obowiązków personelu i procedur postępowania w przypadku takich zdarzeń, jak wycieki i przeciekające pojemniki;
- okresowe przekazywanie zasad dotyczących szkolenia personelu i ćwiczeń.

Wszyscy pracownicy i wykonawcy pracujący na terenie zakładu powinni zostać poinformowani o planie i powinni znać swoją rolę w przypadku wystąpienia awarii.

Przykładową postać takiego planu reagowania na incydenty dotyczące zanieczyszczeń przedstawiono w Sekcji 7.4, Załącznik IV.

Planowanie i reagowanie dotyczące sytuacji awaryjnych często stanowią problem, który należy koordynować na poziomie obiektu. Współdzielenie zasobów (np. systemów ochrony, materiałów i sprzętu awaryjnego, zespołów strażaków) i definiowanie wspólnych procedur awaryjnych ma istotne zalety. Konwencje ustanowione między operatorami w obiekcie (patrz Sekcja 3.1.3) są sposobem na wyjaśnienie ról i obowiązków w tym zakresie.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Łagodzenie skutków awarii/wypadków w środowisku.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Z tą techniką nie wiążą się żadne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Ma zastosowanie we wszystkich zakładach.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Technika jest wymagana przez ustawodawstwo w przypadku zakładów, które mają duży potencjał zanieczyszczenia.

Literatura źródłowa

[75, Environmental Alliance (UK) 2000]

3.2 Monitorowanie

3.2.1 Streszczenie

Monitorowanie stanowi pomost między wykazem/rejestrem a narzędziami operacyjnymi (patrz Sekcje 3.1.5.2 i 3.1.5.3), ale jest również związane z narzędziami strategicznymi i dotyczącymi bezpieczeństwa (patrz Sekcje 3.1.5.4 i 3.1.5.5). Większość informacji dostarczanych przez narzędzia do inwentaryzacji, np. wykaz/rejestr strumieniowy (patrz Sekcja 3.1.5.2.3), gromadzona jest za pomocą systemów i programów do monitorowania). Prawdopodobnie najważniejszą kwestią jest kontrolowanie prawidłowego działania procesów produkcji i oczyszczania, sprawdzanie, czy ustalone cele środowiskowe są spełnione oraz identyfikacja i pomoc w prowadzeniu rejestru wypadków (awarii).

Aby zmierzyć skuteczność systemu EMS, potrzebne są rzeczywiste dane na temat dokładnego wpływu działalności zakładu na środowisko, a także na ludzi. Konieczne jest zatem prowadzenie planowanego, regularnego programu pobierania próbek i monitorowania. Monitorowane parametry powinny obejmować [252, Ullmann's 2012]:

- źródła punktowe, rozproszone i niezorganizowane emisje do atmosfery, wody lub kanalizacji;
- odpady, szczególnie odpady niebezpieczne;
- zanieczyszczenie ziemi, wody i powietrza;
- zużycie wody, paliw, energii, tlenu, azotu i innych gazów (na przykład argonu);
- emisje energii cieplnej, hałasu, odoru i pyłu;
- wpływ na określone części środowiska i ekosystemy (patrz np. Sekcja 3.2.2.3);
- wypadki i sytuacje grożące wypadkiem na terenie obiektu;
- urazy personelu;
- wypadki w transporcie;
- skargi ze strony mieszkańców gmin.

Monitorowanie nie jest jednak ograniczone do pomiarów analitycznych. Obejmuje ono również regularne przeglądy konserwacyjne, kontrole wizualne i bezpieczeństwa.

Równoległe do niniejszego dokumentu istnieje sprawozdanie referencyjne dotyczące monitorowania emisji z instalacji IED do powietrza i wody (ROM), w którym czytelnik znajdzie dalsze informacje [101, COM 2016]. Monitorowanie w kontekście ścieków i gazów odlotowych omówiono dalej w Sekcji 3.3.

3.2.2 Monitorowanie emisji do wody

3.2.2.1 Monitorowanie ścieków wpływających i wypływających z OŚ

Opis

Właściwa eksploatacja OŚ wymaga monitorowania i ukierunkowanej regulacji różnych parametrów procesu w ściekach wpływających i wypływających w OŚ. Monitorowanie istotnych parametrów można osiągnąć za pomocą bezpośrednich pomiarów (które ułatwiają szybką interwencję i kontrolę) lub wyników analitycznych uzyskanych z próbek ścieków [251, Ullmann's 2000]. Parametry, które należy monitorować i częstość monitorowania zależą od charakterystyki ścieków, które mają być poddane oczyszczeniu, ostatecznego odbiornika ścieków wypływających i technik oczyszczania ścieków stosowanych w OŚ.

Istotne parametry monitoruje się również na poziomie każdej techniki oczyszczania ścieków, w tym OŚ w celu zapewnienia właściwego działania technik i kolejnych etapów oczyszczania. W niniejszej sekcji nie opisano tego konkretnego monitorowania, ale zazwyczaj odwołują się do niego, w stosownych przypadkach, sekcje poświęcone poszczególnym technikom oczyszczania (patrz Sekcja 3.3.2.3).

Tabela 3.3 podsumowuje informacje zebrane z ankiet dotyczące parametrów monitorowanych w ściekach wpływających i wypływających w OŚ. Gromadzenie danych ograniczono do zestawu wspólnych parametrów i nie obejmowało ono na przykład powszechnego wykrywania chromatograficznego związków organicznych charakterystycznych dla obiektu. W przypadku podania danych dotyczących stężeń w ściekach wpływających i wypływających, dane te zwykle zawierały pewne informacje dotyczące monitorowania. Na przykład, wartości TSS w ściekach wypływających zgłoszono dla 76 spośród 95 OŚ z bezpośrednim zrzutem, a dla 65 (lub 86%) z nich podano pewne informacje dotyczące monitorowania. Informacje te były jednak często niepełne (np. odnośnie do częstości, schematu pobierania próbek lub zastosowanej metody analitycznej).

Monitorowane parametry podzielono na dwie kategorie: parametry monitorowane rutynowo i parametry monitorowane nierutynowo. Parametry monitorowane rutynowo to te, dla których dane zgłoszono w ponad 50% z 95 przeanalizowanych ankiet. Parametry monitorowane nierutynowo to te, dla których dane zgłoszono w mniej niż 50% z 95 przeanalizowanych ankiet. Częstość monitorowania parametrów wyodrębniono również z ankiet, jak podano w Tabeli 3.3. Jednak częstość pomiarów nie została podana we wszystkich ankietach. Częstość monitorowania dowolnego parametru zależy od wielu czynników, takich jak pochodzenie ścieków i rodzaj zanieczyszczenia (np. jeśli ścieki wpływające zawierają wysokie poziomy AOX, wówczas częstość pomiarów AOX może być większa), ładunek zanieczyszczeń (np. wysokie stężenia metali ciężkich), rodzaj odbiornika ścieków (fakt czy jest to zatoka czy morze wpłynie na częstość monitorowania określonego parametru), natężenie przepływu ścieków wypływających w porównaniu do natężenia przepływu w zbiorniku wodnym oraz wymogi monitorowania określone przez państwa członkowskie (patrz także sprawozdanie referencyjne dotyczące monitorowania emisji z instalacji IED do powietrza i wody (ROM) [101, COM 2016]).

W przypadku monitorowania emisji, jest ono przeprowadzane zgodnie z normami EN lub, jeżeli normy EN nie są dostępne, normami ISO, krajowymi lub innymi międzynarodowymi normami zapewniającymi dostarczanie danych o równoważnej jakości naukowej.

Tabela 3.3: Warunki monitorowania zgłoszone dla OŚ

	Parametr	Częstość	
Ścieki wpływające do OŚ	Monitorowanie rutynowe		
	Przepływ ścieków	W sposób ciągły	
	pH	W sposób ciągły	
	Temperatura	W sposób ciągły	
	ChZT	W sposób ciągły Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu	
	Monitorowanie nierutynowe		
	OWO	W sposób ciągły Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu	
	BZT ₅	Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu	
	Zawiesina ogólna (TSS)	Raz dziennie lub inaczej	
	Azot ogólny (TN) ⁽¹⁾	W sposób ciągły Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu	
	Azot ogólny nieorganiczny (N _{inorg}) ⁽¹⁾	Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
	Amoniak (wyrażony jako NH ₄ -N)	Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
	Azotany (III) (NO ₂ -N)	Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
	Azotany (V) (NO ₃ -N)	Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
	Fosfor ogólny (TP)	W sposób ciągły Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
	Ortofosforany (PO ₄ -P) ⁽²⁾	Raz dziennie/raz w tygodniu	
	AOX	Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu	
	Metale ciężkie ⁽³⁾	Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
	Toksyczność dla bakterii ⁽³⁾	Raz dziennie/raz w miesiącu	
	Fenole ⁽³⁾	Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
	Chlorki ⁽³⁾	Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
	Siarczany (VI) ⁽³⁾	Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu	
	Cyjanki (wolne) ⁽³⁾	Brak informacji	
	Inne ⁽⁴⁾	Charakterystyczne dla obiektu	
	Ścieki wypływające z OŚ	Monitorowanie rutynowe	
		Przepływ ścieków	W sposób ciągły
		pH	W sposób ciągły, raz dziennie lub inaczej
Temperatura		W sposób ciągły	
ChZT		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
BZT ₅		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Zawiesina ogólna (TSS)		W sposób ciągły Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Azot ogólny (TN) ⁽¹⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
Azot ogólny nieorganiczny (N _{inorg}) ⁽¹⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
Amoniak (wyrażony jako NH ₄ -N)		Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
Azotany (III) (NO ₂ -N)		Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
Azotany (V) (NO ₃ -N)		Raz dziennie/raz w tygodniu lub inaczej	
Fosfor ogólny (TP)		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Ortofosforany (PO ₄ -P) ⁽²⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu	
Metale ciężkie ⁽³⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Chlorki ⁽³⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Monitorowanie nierutynowe			
OWO		Raz dziennie lub inaczej	
AOX ⁽³⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Toksyczność (np. wobec ryb lub ikry, rozwielitek, alg, bakterii luminescencyjnych) ⁽³⁾		Raz w miesiącu lub inaczej	
Siarczany (VI) ⁽³⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Fenole ⁽³⁾		Raz dziennie/raz w tygodniu/raz w miesiącu lub	
Cyjanki (wolne) ⁽³⁾		Raz w miesiącu lub inaczej	
Inne (węglowodory, fluorki, itd.) ⁽⁴⁾		Charakterystyczne dla obiektu	

⁽¹⁾ Dotyczy tylko biologicznych OŚ.

⁽²⁾ Odpowiednie dane zebrano tylko podczas pierwszego badania..

⁽³⁾ W obu badaniach pytano o następujące metale ciężkie: Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn. Monitorowane metale ciężkie są charakterystyczne dla obiektu i zależą od właściwości ścieków, które mają być oczyszczone oraz odbiornika ścieków wpływających.

⁽⁴⁾ Do systemu monitorowania można włączyć inne parametry (np. węglowodory, fluorki) w zależności od właściwości ścieków, które mają być oczyszczone, rodzaju stosowanych technik oczyszczania i ostatecznego odbiornika ścieków

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Monitorowanie ścieków wpływających i wypływających w OŚ pomaga w utrzymaniu prawidłowego działania OŚ i wykrywaniu przypadkowych uwolnień, a tym samym pomaga zapobiegać wszelkim potencjalnym szkodliwym wpływom zrzutów ścieków na środowisko.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Do prowadzenia monitoringu wymagane są określone urządzenia, substancje chemiczne i energia. Pomiar ChZT opiera się na zastosowaniu bardzo toksycznych związków (tj. rtęci i chromianu (VI)).

Dane robocze

Monitorowane parametry ścieków wpływających do i ścieków wypływających z OŚ oraz częstość monitorowania zależą od właściwości ścieków, ostatecznego odbiornika ścieków wypływających oraz rodzaju stosowanych technik oczyszczania.

Tabela 3.4 przedstawia system monitorowania OŚ w Niemczech (OŚ nr 06).

Tabela 3.4: Warunki monitorowania w przykładowej OŚ

Parametr	Ścieki wpływające	Ścieki wypływające
Przepływ ścieków	W sposób ciągły	W sposób ciągły
pH	W sposób ciągły	W sposób ciągły
Temperatura	W sposób ciągły	W sposób ciągły
OWO	Próbka mieszana raz na miesiąc	24-h próbka mieszana, raz na dzień
BZT5	24-h próbka mieszana, raz na tydzień	24-h próbka mieszana, raz na tydzień
ChZT	Próbka mieszana raz na miesiąc	Próbka mieszana raz na miesiąc
TSS	NM	W sposób ciągły, jako mętność
AOX	Próbka mieszana raz na miesiąc	24-h próbka mieszana, próbka mieszana raz na tydzień + raz na miesiąc
Chrom całkowity	Próbka mieszana raz na miesiąc	Próbka mieszana raz na miesiąc
Miedź całkowita	Próbka mieszana raz na miesiąc	24-h próbka mieszana, próbka mieszana raz na tydzień + raz na miesiąc
TN (jako N)	Próbka mieszana raz na miesiąc	Azot ogólny nieorganiczny N
Amoniak (NH ₄ -N)	NM	24-h próbka mieszana, raz na dzień
Azotany (III) (NO ₂ -N)	NM	24-h próbka mieszana, raz na dzień
Azotany (V) (NO ₃ -N)	NM	24-h próbka mieszana, raz na dzień
TP	Próbka mieszana raz na miesiąc	24-h próbka mieszana, próbka mieszana raz na tydzień + raz na miesiąc
Chlorki	NM	24-h próbka mieszana, raz na dzień
Siarczany	NM	24-h próbka mieszana, próbka mieszana raz na dzień + raz na miesiąc
Uwaga: NM = nie monitorowano. Źródło: [222, CWW TWG 2013].		

Schemat monitorowania podany w Tabela 3.4 jest charakterystyczny do konkretnej OŚ i nie można go uogólniać na inne oczyszczalnie ścieków.

Możliwość zastosowania

Zasadniczo ma zastosowanie do wszystkich OŚ.

Ekonomika

Koszty związane z monitorowaniem ścieków wpływających i wypływających w OŚ dotyczą personelu i urządzeń wykorzystywanych do pobierania próbek i pomiarów.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłami napędowymi dla wdrożenia tej techniki są zapewnienie prawidłowego działania OŚ oraz zapewnienie, że spełnione są wymagania odnośnie do jakości ścieków wypływających z OŚ i że jest ona zgodna z kryteriami zrzutu ścieków wypływających.

Przykładowe instalacje

Wszystkie OŚ mają określony system monitorowania w zależności od właściwości surowych ścieków, zastosowanych technik oczyszczania oraz ostatecznego odbiornika ścieków wypływających [222, CWW TWG 2013].

Literatura źródłowa

[101, COM 2016] [222, CWW TWG 2013] [251, Ullmann's 2000]

3.2.2.2 Testy toksyczności**Opis**

Testy toksyczności polegają na narażeniu badanych organizmów na działanie środowiska (tutaj pierwotnej lub rozcieńczonej próbki ścieków) w celu określenia wpływu na właściwości fizjologiczne, przeżycie, wzrost lub rozmnażanie. Stosuje się różne organizmy reprezentujące różne poziomy troficzne, w tym algi, bakterie, rośliny, bezkręgowce, ryby i ikrę. Testy toksyczności przeprowadza się w laboratoriach (są nazywane również laboratoryjnymi testami biologicznymi), w przy czym badane organizmy (głównie ze standaryzowanych hodowli) naraża się na działanie ścieków, które przeniesiono do laboratorium.

Tabela 3.5 przedstawia przykłady dostępnych standardowych metod, które można wykorzystać do przeprowadzenia testów toksyczności.

Tabela 3.5: Przykład standardowych metod, które można wykorzystać do przeprowadzenia testów toksyczności

Badane organizmy	Normy
Algi	<p>EN ISO 8692:2012; Jakość wody – Test hamowania wzrostu glonów słodkowodnych z wykorzystaniem jednokomórkowych zielenic</p> <p>EN ISO 10253:2006; Jakość wody – Test hamowania wzrostu glonów morskich <i>Skeletonema costatum</i> i <i>Phaeodactylum tricorutum</i></p> <p>EN ISO 10710:2013; Jakość wody – Badanie hamowania wzrostu z użyciem makroglonów wód morskich i słonawych <i>Ceramium tenuicorne</i></p>
Bakterie	<p>EN ISO 11348–1 to –3:2008; Jakość wody – Oznaczanie inhibicyjnego działania próbek wody na emisję światła przez <i>Vibrio fischeri</i> (badanie na bakteriach luminescencyjnych) – Część 1: Metoda z zastosowaniem świeżo przygotowanych bakterii, Część 2: Metoda z zastosowaniem wysuszonych bakterii, Część 3: Metoda z zastosowaniem liofilizowanych bakterii EN ISO 10712:1995; Jakość wody – test inhibicji wzrostu <i>Pseudomonasputida</i> (badanie hamowania namnażania komórek <i>Pseudomonas</i>)</p> <p>ISO 11350:2012; Jakość wody – Oznaczanie genotoksyczności wody i ścieków – test fluktuacyjny <i>Salmonelli/mikrosomu</i> (test fluktuacyjny Ames)</p> <p>ISO 15522:1999; Jakość wody – Oznaczanie działania hamującego składników wody na wzrost mikroorganizmów osadu czynnego</p> <p>ISO 13829:2000; Jakość wody – Oznaczanie genotoksyczności wody i ścieków za pomocą testu umu</p>
Rośliny	EN ISO 20079:2006 ; Jakość wody – Oznaczanie toksycznego wpływu składników wodnych i ścieków na rzęsę wodną (<i>Lemna minor</i>) – Test hamowania wzrostu rzęsy wodnej
Wrotki	ISO 20666:2008 ; Jakość wody – Oznaczanie toksyczności przewlekłej w odniesieniu do <i>Brachionus calyciflorus</i> w ciągu 48 godzin
Skorupiaki	<p>EN ISO 6341:2012; Jakość wody – Oznaczanie hamowania mobilności <i>Daphnia magna</i> Straus (<i>Cladocera, Crustacea</i>) – Test toksyczności ostrej</p> <p>ISO 10706:2000; Jakość wody – Oznaczanie toksyczności długoterminowej substancji w odniesieniu do <i>Daphnia magna</i> Straus (<i>Cladocera, Crustacea</i>)</p> <p>ISO 20665:2008; Jakość wody – Oznaczanie toksyczności przewlekłej w odniesieniu do <i>Ceriodaphnia dubia</i></p> <p>ISO 14669:1999; Jakość wody – Oznaczanie ostrej, letalnej toksyczności w odniesieniu do morskich widłonogów (<i>Copepoda, Crustacea</i>)</p>
Ryby i ikra	<p>EN ISO 7346–1:1997; Jakość wody – Oznaczanie ostrej, letalnej toksyczności substancji w odniesieniu do ryby słodkowodnej <i>Brachydanio rerio</i> Hamilton-Buchanan (<i>Teleostei, Cyprinidae</i>) – Część 1: Metoda statyczna, Część 2: Metoda półstatyczna, Część 3: Metoda przepływowa</p> <p>EN ISO 15088:2008; Jakość wody – Oznaczanie ostrej toksyczności ścieków w odniesieniu do jaj danio pręgowanego (<i>Danio rerio</i>)</p>

W strumieniowych testach biologicznych żywe organizmy (na przykład ryby) umieszcza się w strumieniu wody, który ma być badany (np. w klatkach powyżej i poniżej zrzutów ścieków wpływających). Testy strumieniowe są na etapie eksperymentalnym.

Zastosowanie testów toksyczności jest mniej kompleksowe niż całkowita ocena ścieków wpływających (patrz Sekcja 3.2.2.3), która obejmuje również trwałość i bioakumulację.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Testy toksyczności pozwalają na zintegrowaną ocenę właściwości próbki wody odpadowej (w tym efektów synergicznych/antagonistycznych), której nie można uzyskać poprzez analizę pojedynczych substancji lub innych chemicznych parametrów sumarycznych. Stanowią one podstawę dla środków kontroli zanieczyszczenia i minimalizacji ekotoksycznego oddziaływania ścieków wpływających.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Do prowadzenia testów toksyczności wymagane są określone urządzenia, substancje chemiczne i energia. Niektóre testy toksyczności wpływają na dobrostan zwierząt (np. testy toksyczności na rybach).

Dane robocze

Dokonano wielu doświadczeń związanych z pomiarami toksyczności, a do oceny danych dotyczących toksyczności zwykle stosuje się dwie różne procedury:

- **Stężenie wywołujące reakcję.** Metoda EC_x/LC_x (efekt/stężenie śmiertelne) przy użyciu analizy danych statystycznych, w której potrzebne jest co najmniej pięć par danych odnośnie do stężenia/reakcji w zakresie od 0% do 100%. Typowe wyniki to EC_{50} , EC_{20} lub EC_{10} , stężenie, które ma szczególny wpływ na 50%, 20% lub 10% populacji. Metodologię EC_x/LC_x zwykle stosuje się do pojedynczych substancji. Jednak wartości rozcieńczenia dla próbki wody reprezentującej dany poziom reakcji można zasadniczo uzyskać również z metody LID (patrz poniżej), jak opisano w ISO TS 20281 [100, ISO 2006].
- **Stężenie progowe.** Stężenie niewykazujące statystycznie istotnego działania niepożądanego to stężenie, przy którym nie obserwuje się szkodliwych zmian (NOAEC). W przypadku ścieków stężenie substancji nie jest zwykle znane. Dlatego w metodzie LID (Najmniejsze Nieefektywne Rozcieńczenie) stosuje się rozcieńczenia pierwotnych ścieków przy określonych proporcjach próbki i wody rozcieńczającej, dopóki nie zaobserwuje się żadnych skutków. Statystyczna ocena zależności stężenie/reakcja nie jest konieczna, ponieważ podejmuje się decyzję typu tak/nie w odniesieniu do zdefiniowanego poziomu efektu opisanego w odpowiedniej normie (zwykle 10% lub 20% efektu w porównaniu do testu kontrolnego). Dzięki temu konstrukcja testu dotyczącego stężeń testowych jest łatwiejsza. Wymogi statystyczne dotyczące obliczania wartości EC często nie są spełniane dla próbek średnio toksycznych. Wartości LID są używane do monitorowania całkowitej ilości ścieków wypływających z wielu niemieckich zakładów chemicznych [105, COM 2006].

Dane toksyczności można również wyrazić jako jednostki toksyczności (TU), jednostkę toksyczności ostrej TU_a wynoszącą $100/EC_{50}$ i jednostkę toksyczności przewlekłej TU_c wynoszącą $100/NOAEC$ lub $100/EC_{10}$.

Testy toksyczności przewlekłej są mniej rozpowszechnione niż testy toksyczności ostrej i preferowane są krótkoterminowe testy toksyczności przewlekłej, aby uniknąć ewentualnych zmian właściwości ścieków wypływających podczas badania [146, TOTAL 2009].

Testy toksyczności są zwykle stosowane w co najmniej pięciu państwach członkowskich UE do ustalania dopuszczalnych wielkości emisji (ELV) [139, COHIBA 2010]:

- Niemcy: Stosuje się połączenie pięciu różnych testów toksyczności dla wszystkich zakładów chemicznych (w stosunku do ikry, rozwielitek, alg, bakterii luminescencyjnych, genotoksyczności). Testy te są stosowane od 1999 r. Testy toksyczności w stosunku do ryb były już stosowane od końca lat osiemdziesiątych XX wieku [65, OSPAR 2000] [105, COM 2006] [135, LANUV NRW 2009].
- Irlandia ma obowiązkowe ELV pod względem jednostek toksyczności dla bezpośrednich zrzutów z zakładów IED. Testy toksyczności mogą być również wymagane w przypadku zrzutów pośrednich.
- Austria posiada obowiązkowe ELV dotyczące toksyczności dla kilku podsektorów przemysłu chemicznego. Stosuje się połączenie do czterech testów toksyczności (w stosunku do ryb, rozwielitek, alg i bakterii luminescencyjnych).
- Na Litwie wymaga się, aby ścieki wypływające do wód powierzchniowych poddano testom toksyczności ostrej w stosunku do rozwielitek.
- We Włoszech obowiązują testy toksyczności ostrej (np. w stosunku do rozwielitek, alg i bakterii luminescencyjnych). Konsekwencje prawne przekroczenia dopuszczalnej wartości emisji są jednak mniej rygorystyczne niż w przypadku innych parametrów.

Ponadto inne państwa członkowskie UE czasami stosują testy toksyczności w zezwoleniach, są to: Flandria (Belgia), Dania, Finlandia i Szwecja.

W ciągu ostatnich dwudziestu lat monitoring biologiczny w Niemczech zaowocował tysiącami testów biologicznych z przemysłu chemicznego. Najnowsze wyniki można znaleźć w [135, LANUV NRW 2009]. Wcześniejsze statystyki można znaleźć w LVOC BREF [104, COM 2003].

Doświadczenie niektórych lat wskazuje, że [105, COM 2006]:

- ogólnie dane pochodzące od różnych badanych gatunków (alg, rozwielitek, bakterii, ikry) uzupełniają się wzajemnie;
- nawet w większym złożonym zakładzie produkcyjnym jest zwykle technicznie możliwe zidentyfikowanie przyczyny resztkowej toksyczności ostrej i zminimalizowanie skutków;
- częstość pobierania próbek powinna odpowiadać częstości zmian w zakresie produkcji (w podanym przykładzie [105, COM 2006], badano 20 próbek rocznie).

Możliwość zastosowania

Testy toksyczności mają zwłaszcza zastosowanie, gdy inne parametry wskazują na zmiany w wydajności biologicznej OŚ lub gdy toksyczność została już zidentyfikowana jako główny problem ze względu na zakres produkcji (np. składniki biologicznie czynne).

Technikę tę ogólnie stosuje się do identyfikacji sytuacji, w których zakład produkcyjny ma nieodłączny problem toksyczności, którego nie można łatwo zidentyfikować przez obserwację innych parametrów.

Częstość monitorowania dla badań toksyczności może opierać się na ocenie ryzyka po wstępnej charakterystyce.

Testy toksyczności rzadko przeprowadza się w linii produkcyjnej. Czas potrzebny do uzyskania wyników, zwykle od 24 godzin do 96 godzin, nie pozwala na bezpośrednią kontrolę oczyszczania ścieków.

Ekonomika

Czynniki ekonomiczne obejmują:

- koszty pobierania próbek i pomiarów;
- wysoką wartość uzyskanych informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową wdrażania tej techniki jest redukcja resztkowej toksyczności ostrej w ściekach wpływających.

Przykładowe instalacje

Testy toksyczności ścieków wpływających wykorzystuje się w zakładach chemicznych w wielu państwach członkowskich UE.

Literatura źródłowa

[65, OSPAR 2000] [100, ISO 2006] [104, COM 2003] [105, COM 2006] [135, LANUV NRW 2009] [139, COHIBA 2010] [146, TOTAL 2009]

3.2.2.3 Całkowita ocena ścieków oczyszczonych (WEA)

Opis

Substancje chemiczne, które są trwałe, podatne na bioakumulację i/lub toksyczne (PBT), mają szczególne znaczenie dla środowiska wodnego. Celem WEA jest oszacowanie trwałości, potencjału bioakumulacji i toksyczności ścieków jako całości. W przeciwieństwie do tego, metoda zorientowana na substancję koncentruje się na pomiarach substancji niebezpiecznych, które wybrano i uszeregowano pod względem ważności przy użyciu kryteriów PBT.

Celem WEA jest ocena potencjalnie niebezpiecznego charakteru ścieków wpływających, która byłaby niewystarczająco kontrolowana, gdyby opierała się wyłącznie na wskazaniach fizycznych i chemicznych dostarczanych przez konwencjonalne zmienne środowiskowe (np. OWO, ChZT) lub na ograniczeniach określonych dla poszczególnych substancji chemicznych.

Zalety korzystania z WEA są następujące:

- Uwzględnia się wszystkie związki w ściekach niezależnie od ich pochodzenia. Identyfikacja związków nie jest konieczna. Badane są również produkty uboczne i metabolity.
- Bezpośrednio widać działanie toksyczne na organizmy wodne; uwzględnia się również efekty łączone/synergiczne kilku związków.
- Często można zidentyfikować źródła niebezpiecznych ścieków wpływających (etapy produkcji lub newralgiczne punkty) w obiektach przemysłowych (analiza wsteczna).

Zasadniczo WEA można wykorzystać jako narzędzie w systemie EMS (patrz Sekcja 3.1.2). WEA może być jednym ze środków stosowanych w wykazie/rejestrze strumieniowym ścieków wpływających, zgodnie z opisem w Sekcji 3.1.5.2.3,

Osiągnięte korzyści dla środowiska

WEA pozwala na sposób monitorowania złożonych i zmiennych ścieków, w tym możliwych synergicznych efektów substancji chemicznych.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Do przeprowadzenia WEA wymagane są określone urządzenia, substancje chemiczne i energia. Niektóre testy toksyczności wpływają na dobrostan zwierząt (np. testy toksyczności na rybach).

Dane robocze

Metody testów i kolejność testów

Metodologia WEA ma na celu określenie możliwych niekorzystnych skutków ścieków wpływających i dotyczy zasadniczo do tych samych pomiarów wpływu (PBT), które stosuje się w metodzie zorientowanej na substancję.

Trwałość zazwyczaj bada się w 28–dniowych badaniach biodegradacji i zapewnia ona informacje o tym, czy zastosowane oczyszczanie biologiczne jest odpowiednie lub czy takie oczyszczanie należy rozważyć w przypadku nieoczyszczonych ścieków. Często określa się ją ilościowo za pomocą pomiarów rozpuszczonego węgla organicznego (DOC), ale alternatywą jest wydzielanie się CO₂ i istnieją inne metody (patrz ISO / TR 15462: 1997 Jakość wody – Wybór testów na biodegradację). Ponadto, jeśli następnie wykona się testy toksyczności, otrzyma się wskazanie potencjału redukcji toksyczności.

Zdolność do bioakumulacji często mierzy się (zarówno przed, jak i po biodegradacji) za pomocą analizy chemicznej pokazującej podział ekstraktu próbki między wodę a fazę mniej polarną (ekstrakcja ciecz/ciecz (LLE)) lub alternatywnie przez bezpośrednią ekstrakcję próbki za pomocą polimeru w fazie stałej (mikroekstrakcja do fazy stacjonarnej (SPME)). Oznaczanie ilościowe odbywa się za pomocą chromatografii gazowej lub cieczowej.

Testy toksyczności opisano w Sekcji 3.2.2.2. Zaletą stosowania testów toksyczności w porównaniu z analizami chemicznymi pojedynczych substancji jest to, że niebezpieczne właściwości próbek wody oznacza się w sposób zintegrowany i uwzględnia się bezpośrednio efekty interaktywne/synergiczne, które mogą występować w obecności kilku zanieczyszczeń. W niektórych przypadkach testy toksyczności mogą być szybsze i tańsze niż obszerna charakterystyka chemiczna związana z charakterystyką ekotoksykologiczną, a zatem upraszczają regulację.

Zastosowanie WEA stanowi wyzwanie dla społeczności naukowej. Obejmuje ono następujące aspekty:

- Dominujące skupienie na składnikach toksycznych PBT w połączeniu z brakiem porozumienia w sprawie standaryzowanych testów bioakumulacji i trwałości.
- Ochronę osadów w WEA uwzględnia się dzięki substancjom PB, które prawdopodobnie adsorbują się na osadach; w testach bioakumulacji uwzględnia się narażenie w łańcuchu pokarmowym. Niektóre metody są objęte standaryzacją ISO w celu oceny szkodliwego wpływu na glebę (np. oznaczenie toksyczności przewleklej osadu słodkiej wody na *Heterocypris incongruens*; oznaczenie toksycznego wpływu próbek osadu i gleby

na wzrost, płodność i rozmnażanie *Caenorhabditis elegans*; oznaczenie toksycznego wpływu osadu i gleby na zachowanie wzrostowe *Myriophyllum aquaticum*).

- Znalezienie laboratoriów, które są kompetentne do rutynowego przeprowadzania testów WEA. Dostępność laboratorium stanowi problem, ponieważ próbki ścieków wypływających przechowywane w lodówce przez 24 godziny należy zbadać, gdy tylko dotrą do laboratorium; nie można pominąć wpływu zamrożenia na bioakumulację, trwałość oraz toksyczność ostrą i przewlekłą ścieków wypływających [146, TOTAL 2009]. Dobre planowanie i koordynacja pomiędzy operatorem instalacji a laboratorium jest kluczem do pomyślnego zastosowania testów WEA.

Dlatego ważne jest, aby przekazywać wyniki testów WEA z odpowiednim uwzględnieniem pobierania próbek ścieków wypływających, stosowanych metod testowania i analiz statystycznych użytych do obróbki danych. W ostatnim dziesięcioleciu osiągnięto dalsze porozumienie w tej dziedzinie, jednak nadal wymagane są prace dotyczące w szczególności metod bioakumulacji i podatności na degradację.

Możliwość zastosowania

Poniżej czytelnik znajdzie potencjalne zastosowania WEA podzielone na sekcje z krótkim opisem każdego z nich.

Zarządzenia lub wytyczne dotyczące ekotoksyczności ścieków wypływających

Niektóre jurysdykcje ustalają kryteria liczbowe ekotoksyczności w pozwoleniach na zrzut, podczas gdy inne wykorzystują dane ekotoksyczności jako narzędzie planowania i oceny (patrz Sekcja 3.2.2.2). Ustanowienie kryteriów ekotoksyczności zapewnia spójną ocenę ścieków wypływających: działania egzekucyjne lub zarządcze są zwykle podejmowane tylko wtedy, gdy ścieki wypływające wielokrotnie nie spełniają kryteriów ekotoksyczności. Alternatywnie, mniej formalne podejście do wykorzystywania danych o ekotoksyczności może zmniejszyć niepewność dotyczącą ryzyka zrzutu ścieków wypływających poprzez uzupełnienie konwencjonalnych chemicznych danych na temat ścieków wypływających. Oprócz danych dotyczących ekotoksyczności, w ten sam sposób można wykorzystać oceny trwałości i bioakumulacji [35, De Maagd 2000].

Ocena ryzyka rzutów do systemu wodnego dla środowiska

WEA może służyć do oceny względnego ryzyka związanego z wieloma zrzutami w celu skupienia uwagi na aspektach, dla których jest to potrzebne.

Oceny identyfikacji/redukcji toksyczności (TIE/TRE)

Oceny TIE/TRE służą do określenia, dlaczego ścieki wypływające są toksyczne i co można zrobić, aby zmniejszyć tę toksyczność do dopuszczalnego poziomu. Ocenę TRE można zdefiniować jako badania charakterystyczne dla obiektu przeprowadzane w procedurze etapowej opracowane w celu: [27, US EPA 1991]:

- identyfikacji substancji powodującej toksyczność ścieków wypływających;
- izolacji źródła toksyczności;
- oceny skuteczności opcji kontroli toksyczności; i
- potwierdzenia zmniejszenia toksyczności ścieków wypływających.

Oceny TIE definiuje się jako zestaw procedur, które identyfikują konkretną substancję odpowiedzialną za toksyczność ścieków wypływających (mogą być podzbiorem narzędzi używanych w ocenach TRE). Redukcję toksyczności do dopuszczalnego poziomu można osiągnąć poprzez identyfikację i kontrolę źródła toksyczności lub identyfikację i wdrożenie strategii oczyszczania, która zmniejsza toksyczność do dopuszczalnego stopnia. Oceny TIE/TRE mogą wahać się od bardzo prostych do bardzo złożonych środków i zapewniają operatorom logiczny proces rozwiązania kwestii istotnej toksyczności. Ocena TRE może kierować wysiłkiem inżynierów zajmujących się oczyszczaniem w stronę minimalizacji kosztów ulepszania ścieków wypływających. Zgodnie z konwencją oceny TIE/TRE szacują „toksyczność”, ale ten proces może dodatkowo obejmować elementy zarówno trwałości, jak i bioakumulacji (np. PIE/PRE lub BIE/BRE).

Ustalanie priorytetów w traktowaniu środków oczyszczania ścieków

Oceny identyfikacji/redukcji (opisane powyżej) można wykorzystać do przewidywania skuteczności różnych środków oczyszczania ścieków i określania ich udziału w zmniejszaniu zagrożeń związanych ze ściekami wypływającymi. Na przykład dane z testów toksyczności mogą stanowić zintegrowaną miarę proponowanych ulepszeń w zakresie oczyszczania ścieków (np. testy toksyczności ścieków wypływających z oczyszczalni w skali pilotażowej).

Tego rodzaju informacje pomagają decydom uzyskać największą wartość dla inwestycji w oczyszczanie ścieków.

Ocena skuteczności poprawy oczyszczania

Po modernizacji systemu oczyszczania ścieków w obiekcie, toksyczność i inne badania ścieków wpływających w okresie eksploatacji można wykorzystać do oceny ulepszeń w zakresie oczyszczania w czasie.

Analiza wsteczna efektów obserwowanych w środowiskach odbiorników ścieków

Jeśli warunki środowiskowe w środowisku odbiornika ścieków wykazują negatywne skutki, WEA (często dla zakresu stężeń, aby dopasować rozcieńczenie w środowisku odbiornika ścieków) można wykorzystać do próby ustalenia przyczyny i skutku. Na przykład hipotezę, że słaba jakość zbiorowości bentosowej jest spowodowana zrzutem ścieków wpływających, można przetestować przy użyciu starannie zaprojektowanej WEA. Ponadto do oceny jakości środowiska odbiornika ścieków można wykorzystać metody oceny ścieków wpływających, umożliwiające bezpośrednie porównanie ścieków wpływających i odbiornika ścieków. Jest to procedura zalecana w niektórych krajach.

Ocena zagrożenia/ryzyka charakterystyczna dla obiektu

Jak wykazano w powyższych przykładach, WEA można wykorzystać do wspierania decyzji dotyczących BAT na wiele praktycznych sposobów. Każda jurysdykcja może zdecydować, która kombinacja zastosowań będzie odpowiadać jej strategiom i praktykom dotyczącym kontroli ścieków wpływających. Bez względu na to, czy chodzi o podejście dotyczące emisji samej, czy w połączeniu z jakością wody, WEA wspomaga większość podejść do zarządzania zrzutem ścieków wpływających.

WEA używa się zarówno w UE, jak i poza nią. Jedną z głównych różnic między metodami stosowanymi w różnych krajach jest połączenie i rodzaje testów, które są stosowane (toksyczność/genotoksyczność, trwałość i/lub bioakumulacja). W UE wdrażanie WEA w kontekście regulacyjnym wciąż się rozwija i koncentruje się głównie na testach toksyczności (patrz Sekcja 3.2.2.2).

W Szwecji charakterystyka ścieków wpływających (w tym WEA) służy do oceny, czy oczyszczanie ścieków wpływających dla danej operacji jest odpowiednie. Zwykle jest to sprawdzane w nowych jednostkach produkcyjnych (w instalacjach wewnątrzprocesowych i typu „końca rury”), które przez pewien czas znajdowały się w linii produkcyjnej w ramach procesu udzielania zezwoleń. Takie podejście można jednak zastosować w dowolnym momencie do oceny zapotrzebowania na dalsze instalacje.

W szerszej skali europejskiej w 1994 r. w konwencji OSPAR (Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru północno-wschodniego Atlantyku z Oslo i Paryża) podjęto kwestię ekotoksykologicznej oceny ścieków jako sposobu oceny jakości ścieków wpływających za pośrednictwem grupy źródeł punktowych i rozproszonych (PDS). W listopadzie 1999 r. niemiecki Federalny Urząd Ochrony Środowiska opracował dokument źródłowy na temat wykorzystania WEA w ocenie ścieków [65, OSPAR 2000]. Następnie międzysesyjna grupa ekspertów (IEG) pracowała przez kilka lat nad rozwojem WEA w kontekście strategii OSPAR dotyczącej substancji niebezpiecznych [129, OSPAR 2007].

Dostępność laboratoriów do przeprowadzania testów dla WEA może stanowić ograniczenie w stosowaniu tej techniki.

Ekonomika

Oczekuje się, że w przypadku złożonych ścieków wpływających WEA będzie tańsza niż kompleksowe analizy chemiczne i ekotoksykologiczne substancji obecnych w ściekach wpływających.

Kolejna analiza substancji będzie często preferowana w przypadku procesów z niewielką liczbą substancji lub tam, gdzie nie występuje reakcja chemiczna (zazwyczaj mieszanie, takie jak wytwarzanie farby), podczas gdy WEA jest zazwyczaj pierwszym wyborem w przypadku procesów chemicznych. Można ją również wzmocnić analizą konkretnych znanych substancji, zwłaszcza niebezpiecznych. Wskazówki dotyczące korzystania z WEA w opłacalny sposób można znaleźć w [130, OSPAR 2007].

Siła napędowa dla wdrożenia

WEA zapewnia dodatkowy i bardziej bezpośredni sposób oceny potencjalnego wpływu ścieków wpływających na środowisko wodne i odgrywa coraz większą rolę w regulacji zrzutów, uzupełniając lub czasami zastępując powszechne pomiary jakości ścieków wpływających w monitorowaniu środowiska i ocenie ryzyka. W Niemczech testy toksyczności są stosowane rutynowo (tj. podejście LID, patrz również Sekcja 3.2.2.2) dotycząca monitorowania całkowitej ilości ścieków wpływających [135, LANUV NRW 2009] [105, COM 2006].

W przypadku metod testowych WEA można określić znaczenie środowiskowe złożonych ścieków wpływających. Jest to zwykle szybsze i tańsze niż obszerna charakterystyka chemiczna, co upraszcza regulację.

Przykładowe instalacje

- Zakład produkcji chemicznej składników farmaceutycznych, Niemcy [132, CEFIC 2009] i kilka innych instalacji chemicznych (np. zakłady OFC) w Niemczech [135, LANUV NRW 2009] [105, COM 2006].
- Instalacja chemiczna wytwarzająca półprodukty dla przemysłu farmaceutycznego w Holandii [133, ECEOWO 2004].
- Konglomerat wielu zakładów petrochemicznych i produkujących surowce w Holandii [133, ECEOWO 2004].

Literatura źródłowa

[27, US EPA 1991] [35, De Maagd 2000] [65, OSPAR 2000] [105, COM 2006] [128, Unden 2009] [129, OSPAR 2007] [130, OSPAR 2007] [132, CEFIC 2009] [133, ECEOWO 2004] [135, LANUV NRW 2009] [146, TOTAL 2009]

3.2.3 Monitorowanie emisji do powietrza

3.2.3.1 Ilościowe określenie emisji gazów odlotowych

Opis

Emisje gazów odlotowych z niektórych źródeł mogą mieć różne przyczyny, a zatem emisje wynikające z każdej przyczyny mogą wymagać osobnej oceny w celu ilościowego oznaczenia łącznej emisji z tego źródła. Ponadto, redukcja źródła oznacza koncentrację raczej na przyczynie emisji niż na źródle, z którego zachodzi emisja.

Oznaczenie ilościowe emisji w oparciu o źródło

W celu przygotowania wykazu/rejestru gazów odlotowych należy oznaczyć ilościowo emisje ze wszystkich potencjalnych źródeł. Można tego dokonać poprzez oszacowanie, obliczenie lub pomiar w zależności od rodzaju emisji i jej względnego znaczenia dla całkowitej emisji gazów odlotowych. Niektóre emisje najlepiej oszacować na podstawie źródła wyjściowego, inne na podstawie przyczyny emisji. Zwłaszcza emisje niewychwyczone (lub rozproszone) są bardzo trudne do zmierzenia (patrz Sekcja 3.5.4). Wymagają one oznaczenia ilościowego poprzez oddziałującą przyczynę.

Poniższe przykłady przedstawiono w celach ilustracyjnych.

- Emisję z produktu (zwykle LZO) można oszacować, gdy znana jest zawartość gazowa produktu. Ilość rozpuszczalnika zawartego w produkcie, na przykład, jest dobrze zdefiniowana i ilości sprzedawane lub odzyskiwane są również znane (przykłady znajdują się w OFC BREF [105, COM 2006]).
- Jeżeli substancje gazowe są zawarte w odpadach, ich zawartość należy zmierzyć lub określić w inny sposób w celu obliczenia ilości, która może być emitowana. Zależy to również od metody stosowanej przy usuwaniu odpadów.

- Emisje kanałowe do atmosfery można zmierzyć ilościowo, odpowiednio mierząc natężenie przepływu powietrza i stężenie gazów odlotowych (najlepiej na różnych etapach procesu). Pomiar ten może być jednak względnie drogi i może być komplikowany przez trudności w dostępie, obecność pary wodnej lub cząstek stałych lub inne okoliczności i może stanowić jedynie migawkę sytuacji, która często zmienia się w czasie. Dlatego gdy pomiar nie jest możliwy, zwykle preferowana jest metoda obliczania. Ta możliwość zależy od przyczyny emisji. Na przykład, jeśli emisja kanałowa jest wytwarzana przez odparowanie rozpuszczalnika w operacji suszenia (emisja LZO), zwykle łatwiej jest obliczyć ilość rozpuszczalnika odparowanego przez pomiar zawartości rozpuszczalnika w produkcie przed suszeniem, podczas gdy zanieczyszczenia w gazach spalinowych (NO_x , SO_x itd.) lub niebezpieczne zanieczyszczenia wymagają pomiaru w kominie.
- Ilości, których nie zredukowano w systemie redukcji, można obliczyć, jeżeli znane są ilości przesłane do systemu redukcji i znana jest wydajność redukcji (jednak ponieważ wydajności redukcji mogą być różne, konieczne mogą być regularne kontrole przeprowadzane na podstawie pomiarów).
- Emisje niewychwycone z natury są trudne i często drogie pod względem pomiarów i często wymagają oceny z uwzględnieniem przyczyn emisji i związanych z nimi metod oceny wyszczególnionych poniżej. Niemniej jednak, zanim zrezygnuje się z możliwości pomiaru, należy dokonać oceny jego wykonalności.

Oznaczenie ilościowe emisji w oparciu o przyczynę

Oznaczenie ilościowe emisji w oparciu o ich przyczynę może często okazać się jedynym praktycznym rozwiązaniem, szczególnie w przypadku emisji niewychwyconych, ale często również w przypadku emisji kanałowych. Istnieje kilka metod wykonania tych obliczeń. Wszystkie metody obliczeń dostarczają wartości szacunkowych, które w niektórych przypadkach wskazują jedynie rząd wielkości.

Oznaczenie ilościowe emisji procesowych musi być oparte na szczegółowej wiedzy na temat zachodzącego procesu. W wielu przypadkach zapewnia to dość dokładną ocenę emitowanej ilości, która czasami może wymagać potwierdzenia przez pomiary. Wykonując te obliczenia i pomiary, należy zwrócić uwagę na zmienność, która może być nieodłącznym elementem procesu. Może to być zmienność w czasie: w procesach okresowych ilość emitowana zazwyczaj zmienia się wraz z postępowaniem przetwarzania wsadowego; lub zmienność dotycząca klasy: różne klasy produktów emitują różne ilości. Obliczenia muszą ją uwzględniać, a podczas pomiarów należy starannie rejestrować warunki eksploatacji podczas każdego pomiaru, a także dokonywać pomiarów w wystarczającej liczbie, aby uwzględnić pełny zakres zmienności. Roczny bilans materiałowy musi uwzględniać rzeczywistą roczną produkcję, aby odpowiednio odzwierciedlić wpływ klasy.

Przykłady oznaczeń ilościowych emisji podano poniżej:

- Obliczenia emisji kadzi magazynowych mogą być oparte na metodologii opracowanej przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA) [29, US EPA 1995]. Obliczenia są kłopotliwe i wymagają znajomości niektórych danych meteorologicznych, które można uzyskać od miejscowego instytutu meteorologicznego. Znaczne emisje związane z magazynowaniem mogą być generowane z nadziemnych zbiorników atmosferycznych. Jednak straty w wyniku odpowietrzania podziemnych zbiorników lub zbiorników z ciśnieniem wyższym niż atmosferyczne są znacznie zmniejszone. Straty związane z eksploatacją zależą od liczby obrotów rocznie (tj. ile razy objętość zbiornika jest napełniana/opróżniana w ciągu roku) i są niskie w przypadku niskich obrotów. Jeśli podczas napełniania zbiornika zastosuje się bilansowanie pary, straty związane z eksploatacją zostaną wyeliminowane. Dlatego w wielu obiektach emisje związane z magazynowaniem są niskie w porównaniu z innymi emisjami. Jeżeli wymagane są szczegółowe obliczenia, można użyć „Kompilacji AP 42 czynników emisji zanieczyszczeń powietrza” lub narzędzia komputerowego TANKS [30, US EPA 1999] opracowanego przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska, które jest skomputeryzowaną wersją metody obliczania US EPA. Dalsze techniki obliczania emisji z kadzi magazynowych opisano w EFS BREF [113, COM 2006].

- Emisje z ładowania można obliczyć przy założeniu, że zawartość pary w powietrzu wydostającym się z pojemnika, który jest ładowany zależy od prężności par produktu ładowanego w temperaturze ładowania, pomnożonej przez współczynnik nasycenia. Współczynnik nasycenia zależy od metody ładowania i odzwierciedla stopień nasycenia osiągnięty średnio w przestrzeni pary podczas ładowania. Współczynniki nasycenia cystern drogowych BLC to [13, CEFIC 1999]:
 - zanurzone ładowanie w czystym zbiorniku ładunkowym: 0,5,
 - zanurzone ładowanie w mokrym zbiorniku ładunkowym (serwis specjalistyczny): 0,6,
 - ładowanie rozpryskowe: 1,45,
 - współczynnik większy niż 1 oznacza nadmierne nasycenie spowodowane kropelkami cieczy wydalanyymi wraz z parą.
- Obliczenia emisji wycieku urządzeń opierają się na metodach opracowanych przez US EPA i mogą być proste (w oparciu o liczbę punktów wycieku i średnią emisję w punkcie) lub złożone (w oparciu o korelacje między zmierzonym stężeniem w ppm na granicy faz wycieku a szybkością wycieku właściwą dla rodzaj rozważanego sprzętu). Dodatkowy opis zawarto w amerykańskim protokole US EPA-453 [79, US EPA 1995], który jest również szczegółowo opisany w projekcie IMPEL zatytułowanym „Emisje rozproszone LZO” [81, IMPEL 2000]. Te metody obliczeniowe dostarczają przybliżonych szacunków rzeczywistych emisji, a zwykle bardziej skomplikowana metoda obliczeń daje niższe wyniki. Obliczenia oparte na zliczeniach urządzeń są jedynymi, które nie wymagają pomiarów za pomocą analizatora pary organicznej przy każdym potencjalnym punkcie wycieku. W przypadku małych zakładów lub zakładów przetwarzających małe ilości LZO, takie obliczenia można wykorzystać do zapewnienia pierwszego wskazania rzędu wielkości emisji niezorganizowanych. Jeżeli te obliczenia wykażą, że emisje są rzeczywiście niskie, a korzyści z programu LDAR będą niewielkie, nie wymaga się dalszych działań. Jeżeli emisje wycieku urządzeń stają się znaczące, należy wdrożyć program monitorowania i konserwacji (zwany także wykrywaniem i naprawą nieszczelności lub LDAR (patrz sekcja 3.5.4.4)), co pociąga za sobą pomiar w każdym potencjalnym punkcie wycieku i możliwość naprawy ewentualnych wykrytych wycieków. Ta praca wymaga umiejętności wykonywania pomiarów i zapisywania ich w bazie danych.
- Należy uwzględnić emisje spowodowane przez operacje rozruchu, wyłączenia i konserwacji. Zależą one w dużej mierze od procedur operacyjnych. Nie ma powszechnie akceptowanych metod szacowania tych emisji. Mogą one jednak stać się znaczące w operacjach okresowych przy częstym otwieraniu/zamykaniu zbiorników. W takich przypadkach możliwym podejściem jest przeprowadzenie kampanii pomiarowej w celu ilościowego oznaczenia emisji związanych z każdym etapem eksploatacji. Ponieważ jednak pomiary mogą okazać się trudne do przeprowadzenia w operacjach okresowych (ponieważ emisje mogą nie być stałe), obliczenia można wykonywać przy użyciu metod takich jak te zawarte w [229, US EPA 2007].
- Przypadkowe emisje nie powinny występować. Ponieważ jednak zdarzają się, związane z nimi straty materiałowe (np. rozpuszczalnika) powinny znaleźć odzwierciedlenie w bilansie materiałowym (patrz również Sekcja 3.1.5.2.4). Zaleca się śledzenie tych incydentów i rejestrowanie szacowanej ilości emitowanej podczas każdego zdarzenia.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Oznaczanie ilościowe emisji gazów odlotowych wykorzystuje się do opracowania strategii skuteczniejszego zwalczania emisji do powietrza i ostatecznie do osiągnięcia redukcji całkowitej emisji do powietrza.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska nie uznano za istotne.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Technika ma ogólne zastosowanie.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Zmniejszenie śladu ekologicznego instalacji, a także odzyskanie cennego materiału są głównymi siłami napędowymi wdrażania tej techniki.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[13, CEFIC 1999] [29, US EPA 1995] [30, US EPA 1999] [79, US EPA 1995] [81, IMPEL 2000] [105, COM 2006] [113, COM 2006] [229, US EPA 2007]

3.2.3.2 Rozproszone emisje LZO

Monitorowanie rozproszonych emisji LZO opisano w Sekcjach 3.2.3.1, 3.5.4.4 i 3.5.4.5.

3.2.3.3 Emisje odorów

Monitorowanie emisji odorów opisano w Sekcji 3.5.5.3.

3.3 Emisje do wody

3.3.1 Zużycie wody i wytwarzanie ścieków

3.3.1.1 Streszczenie

Opis

Niektóre ważne – i zwykle łatwe do zainstalowania – środki zintegrowane z produkcją dotyczące ścieków opisano poniżej. Ich wprowadzenie, np. w postaci środków oszczędności wody, należy jednak starannie ocenić. Chociaż ich wpływ jest zwykle korzystny z punktu widzenia ochrony środowiska, mogą one w określonych okolicznościach prowadzić do negatywnych skutków dla innych elementów środowiska, które mogą przesłonić korzyści płynące z oszczędzania wody lub zmniejszenia zanieczyszczenia.

Elementy, które należy rozważyć to:

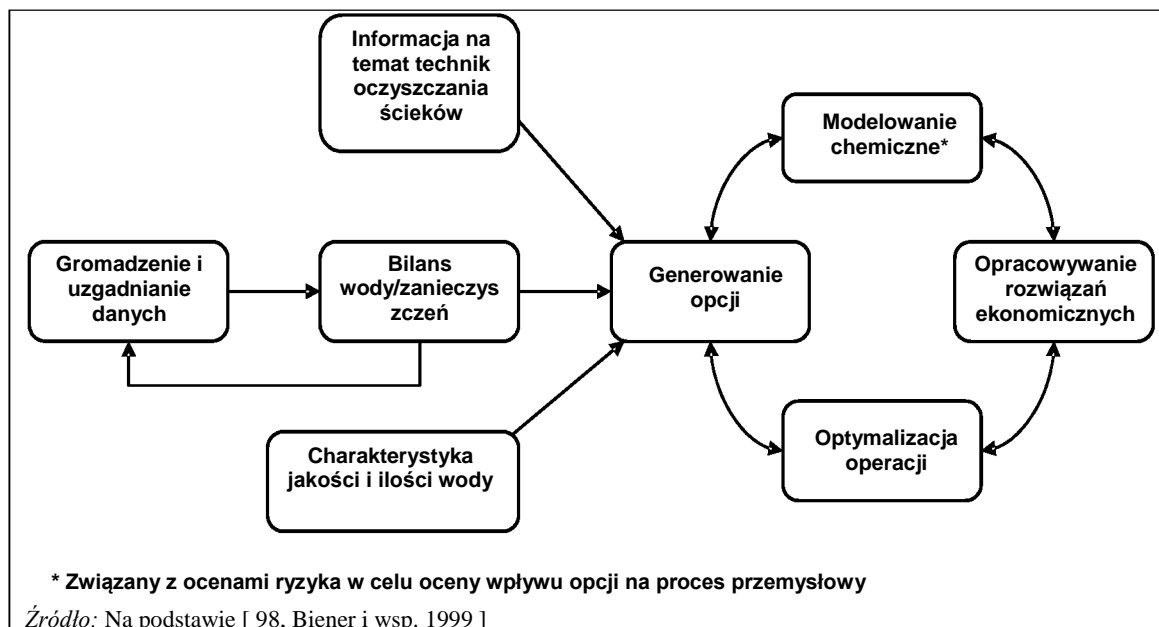
- znajomość i kontrola zużycia wody, np. za pomocą wodomierzy;
- segregacja strumieni ścieków (patrz Sekcja 3.1.5.3.5.2);
- opracowanie strategii minimalizacji zużycia (świeżej) wody i powstawania ścieków w procesie(ach) produkcyjnym(ych) [98, Biener i wsp. 1999], takie jak:
 - zmiana procesu, która może prowadzić do zmniejszenia wymaganej ilości wody, np. zastąpienie chłodzenia wodą chłodzeniem powietrzem;
 - bezpośrednie zawracanie ścieków, tj. ponowne wykorzystanie lekko zanieczyszczonych ścieków w innych procesach, na które te zanieczyszczenia nie wpływają, co powoduje zmniejszenie ilości świeżej wody i ścieków bez zmiany ładunku zanieczyszczeń;
 - wstępne oczyszczanie ścieków i późniejsze ponowne wykorzystanie (w tym samym lub w innym procesie), co powoduje zmniejszenie ilości świeżej wody, ścieków i ładunku zanieczyszczeń;
 - płukanie przy wysokim ciśnieniu i przy małym natężeniu przepływu;
 - wdrażanie operacji wielokrotnego użycia i recyrkulacji (patrz Sekcja 3.3.1.4);
 - stosując pośrednie chłodzenia faz parowych (patrz Sekcja 3.3.1.5);
 - stosowanie generowania próżni bez użycia wody (patrz Rozdział 3.3.1.6);
 - stosowanie rozpuszczalników jako ośrodka pierścienia w pompach próżniowych (patrz Sekcja 3.3.1.7);
 - pompy próżniowe z pierścieniem cieczowym o zamkniętym obiegu (patrz Sekcja 3.3.1.8);
 - przeciwprądowe mycie produktów (patrz Sekcja 3.3.1.12);
 - stosowanie systemów mycia mechanicznego sterowanego automatycznie w obiegu zamkniętym (CIP);
- wyzwanie związane z technikami redukcji gazów odlotowych (np. mokre płuczki, płuczki biologiczne, chłodziarki z chłodzeniem wodą, mokre cyklony, mokre elektrofiltry) w odniesieniu do zużycia świeżej wody i, w miarę możliwości, unikanie go, gdy dostępność świeżej wody jest czynnikiem ograniczającym lub gdy odbiornik ścieków jest wrażliwy na zakłócenia (patrz Sekcja 3.3.1.9).

Procedura zmniejszania zużycia wody i ścieków generalnie odbywa się drogą przedstawioną na Rysunek 3.5.

Pierwszym krokiem jest bilans wody i głównych zanieczyszczeń, które mogą uniemożliwić jej bezpośrednie ponowne wykorzystanie (patrz Sekcja 3.1.5.2.4). Niektóre konkretne lekko zanieczyszczone wody procesowe można ponownie wykorzystać, np. wodę popłuczną z wymienniczy jonowych (patrz sekcja 3.3.2.3.4.11) można użyć w płuczках gazów odlotowych (patrz sekcja 3.5.1.2.4). Gdy gromadzenie danych z wykazu/rejestru ścieków (patrz Sekcja 3.1.5.2.3) nie dostarcza spójnych danych, konieczne jest późniejsze uzgodnienie danych w połączeniu z dodatkowymi opracowanymi pomiarami.

W oparciu o stacjonarne bilanse masy można opracować i ocenić pod względem funkcjonalności różne opcje minimalizacji zużycia wody. Aby zminimalizować ilość ścieków, przydatne może być zbieranie i mieszanie strumieni z kilku różnych procesów produkcyjnych i zawracanie do obiegu pełnej mieszaniny (przykład: patrz Sekcja 7.3, Załącznik III).

Nie należy jednak zapominać, że wzbogacanie zanieczyszczeń, których nie można usunąć za pomocą wewnętrznych technik redukcji lub oczyszczania, może ograniczyć ponowne użycie wody w obiegu wody.



Rysunek 3.5: Ogólna procedura zmniejszania zużycia wody i ilości ścieków

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska obejmują:

- zmniejszenie zużycia wody;
- zmniejszenie ilości zanieczyszczeń uwalnianych do wody;
- przez zateżnienie zanieczyszczeń w ściekach zwiększa się wydajność oczyszczania.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Mogą występować pewne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska w zależności od konkretnych środków podjętych w celu ograniczenia zużycia wody (np. stosowanie rozpuszczalników, zużycie energii).

Procesy zawracania często generują ryzyko dla jakości zawróconej wody (np. wzrost stężenia zanieczyszczeń). Zakłócenia w procesie oczyszczania ścieków stosowanym przed zawracaniem mogą wymagać tymczasowego użycia innego źródła wody.

Dane robocze Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Zmniejszenie zużycia wody i zrzutu ścieków można zastosować zasadniczo wszędzie.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Zmniejszenie śladu ekologicznego instalacji, a także zmniejszenie kosztów są głównymi siłami napędowymi wdrażania tej techniki.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[98, Biener i wsp. 1999]

3.3.1.2 Ekstrakcja przeciwaprądowa

Opis

Konwencjonalne procesy przemywania produktów to wielokrotne ekstrakcje działające okresowo przez oczyszczanie fazy produktu wodą w celu usunięcia soli lub innych mniej ważnych rozpuszczalnych związków. Ilość zużywanej wody jest na ogół kilkakrotnie większa niż ilość przemywanego produktu. Na każdym indywidualnym etapie ekstrakcji występują nieuniknione straty produktu spowodowane jego rozpuszczalnością, emulsyfikacją i tworzeniem się warstw stałych na granicy faz itd.

Optymalizując proces ekstrakcji i/lub wprowadzając zaawansowane procesy ekstrakcji, takie jak ekstrakcja przeciwaprądowa, można osiągnąć znaczne zmniejszenie ilości ścieków (i odpadów). Jednocześnie wzrost stężenia zanieczyszczeń może pozwolić na łatwiejsze i/lub bardziej skuteczne oczyszczanie lub, w szczególnych okolicznościach, na odzysk materiału.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska ekstrakcji przeciwaprądowej to:

- zmniejszenie zużycia świeżej wody;
- zmniejszenie ilości oczyszczanych ścieków;
- bardziej wydajne oczyszczanie zanieczyszczeń i, potencjalnie, odzysk/ponowne użycie materiałów.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Ze względu na dodatkowy sprzęt i pompowanie większych objętości zużywa się pewne surowce i energię w porównaniu do prostej ekstrakcji okresowej.

Dane robocze

Stopień i sposób optymalizacji zależą od zdolności wytwórczej i częstości ciągów wytwórczych.

Możliwość zastosowania

Ekstrakcja przeciwaprądowa może być dostosowana do konkretnego procesu produkcyjnego. W przypadku zakładów zajmujących się produkcją na małą skalę, produkcją na skalę pilotażową lub rzadką produkcją kampanijną, bardziej odpowiednie są inne procesy.

Ekonomika

Ekstrakcja przeciwaprądowa jest opłacalna zwłaszcza w przypadku zakładów o dużej produkcji lub zakładów wytwarzających produkty o wysokiej wartości.

Siła napędowa dla wdrożenia

Korzyści kosztowe i zmniejszenie zużycia wody.

Przykładowe instalacje

Przykładowe zakłady wykorzystujące ekstrakcję przeciwaprądową można znaleźć w sektorze OFC [105, COM 2006].

Literatura źródłowa

[105, COM 2006]

3.3.1.3 Ekstrakcja reaktywna

Opis

Kwasy organiczne można selektywnie ekstrahować z roztworów wodnych po dostosowaniu pH za pomocą odpowiedniej zasady organicznej rozpuszczonej w węglowodorach. Zasadą może być na przykład amina trzeciorzędowa. Kwas i zasada tworzą trwały związek kompleksowy w fazie organicznej. Po rozdzieleniu faz kompleks rozdziela się przez dodanie wodnego NaOH, a kwas można otrzymać w postaci soli sodowej. Zasadę i węglowodory stosuje się w obiegu zamkniętym.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska obejmują:

- odzysk cennego surowca lub produktu;
- redukcję ładunku ścieków organicznych.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Uważa się, że wystąpienie efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska nie jest prawdopodobne.

Dane robocze

Dane robocze zależą od celu rozdziału.

Możliwość zastosowania

Technika ma ogólne zastosowanie do kwasów organicznych.

Inne zastosowania obejmują

- fenole i bisfenole z 5% trioktyloaminą w rozpuszczalniku Shellsol AB;
- merkaptobenzotiazol z 20 % trioktyloaminą w rozpuszczalniku Shellsol AB;
- kationy metali z klasycznymi środkami kompleksującymi/chelatującymi.

Ekonomika

Technika ta jest korzystna/atrakcyjna ekonomicznie, jeśli odzyskany surowiec lub produkt jest wystarczająco czysty do dalszej obróbki, a koszty oczyszczania ścieków są mniejsze.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe dla wdrożenia obejmują:

- odzysk surowca lub produktu;
- obniżenie kosztów oczyszczania ścieków;
- redukcję ładunku ścieków.

Przykładowe instalacje Brak informacji.

Literatura źródłowa

[105. COM 2006].

3.3.1.4 Operacje wielokrotnego użytku i recykulacji

Opis

Należy tu rozróżnić ścieki pochodzące bezpośrednio z produkcji (np. wodę reakcyjną, destylaty, wodą myjącą, filtraty) i ścieki pochodzące z czyszczenia urządzeń (np. podczas konserwacji, płukania przegród lub zbrylania produktów, czyszczenia wielofunkcyjnych urządzeń z powodu zmiany kampanii lub produktu).

Ponowne wykorzystanie wody po myciu, płukaniu i czyszczeniu urządzeń, oprócz zmniejszenia ładunku ścieków, ma tę zaletę, że odzyskuje się produkt i zwiększa wydajność produktu, pod warunkiem, że wodę wprowadza się ponownie do procesu produkcyjnego. Wymaga to urządzeń do gromadzenia, buforowania lub przechowywania ścieków, co może stanowić czynnik ograniczający.

Istnieją inne możliwości ponownego wprowadzenia ścieków wypływających do procesu zamiast ich utylizacji:

- wodę deszczową można zbierać i wykorzystywać na przykład do zasilania płuczki;
- recyrkulacja kondensatów.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska wynikające z tej techniki to:

- zmniejszenie zużycia świeżej wody;
- zmniejszenie ilości oczyszczanych ścieków;
- ponowne wykorzystanie/odzysk materiału.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Jeżeli do recyrkulacji wymagany jest proces oczyszczania ścieków wypływających, spowoduje to dodatkowe zużycie energii i materiałów (oraz koszty), które mogą być wystarczająco duże, aby zanegować korzyści wynikające z ewentualnej recyrkulacji. Taka ocena będzie zależać w dużej mierze od lokalnych, szczegółowych okoliczności.

Dane robocze

Poszczególne etapy oczyszczania w celu usunięcia przeszkadzających składników mogą poprawić wydajność operacji recyrkulacji. Tak więc, na przykład, neutralizacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.2), odpędzanie (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.17) lub filtracja (3.3.2.3.3.6) strumieni wody procesowej może umożliwić ponowne wykorzystanie wody, np. jako źródła wody nieoczyszczonej lub wody użytkowej.

Możliwość zastosowania

Możliwość zastosowania techniki w dużej mierze zależy od konkretnych procesów produkcyjnych i specyfikacji produktu.

Ponowne wykorzystanie wody procesowej (wody uzupełniającej, roztworów macierzystych) jest możliwe, gdy składniki takie jak produkty uboczne lub sole nie wpływają niekorzystnie na jakość procesu ciągłego. W rzeczywistości, podczas przemywania produktu w wielu etapach, strumienie wody myjącej często można stosować jako wodę uzupełniającą lub jako wodę zasilającą we wcześniejszym etapie płukania.

Wielokrotne użycie i recyrkulacja są zwykle znacznie łatwiejsze, jeśli woda nie ma bezpośredniego kontaktu z produktami.

Ekonomika

Koszty wzrosną, jeśli wymagane będzie doraźne oczyszczanie ścieków wypływających. Oszczędności wynikają z mniejszego zużycia świeżej wody.

Siła napędowa dla wdrożenia

Konkretne siły napędowe obejmują:

- brak dostępności otworów odprowadzających ścieków wypływających, np. ograniczenie prawem lub lokalnymi okolicznościami;
- suchy klimat, w którym zaopatrzenie w wodę może być ograniczone;
- aspekty ekonomiczne (np. z powodu niższych kosztów/opłat związanych z korzystaniem ze świeżej wody lub z powodu odzyskiwania produktu i wzrostu wydajności produktu).

Przykładowe instalacje

Odzysk ścieków po oczyszczeniu biologicznym i filtracji membranowej w niemieckich zakładach produkujących polimery [106, COM 2007].

Literatura źródłowa

[106, COM 2007]

3.3.1.5 Pośrednie chłodzenie faz gazowych

Opis

Wstrzyknięcie wody do fazy gazowej służy do chłodzenia lub skraplania pary. Jednak bezpośredni kontakt wody z fazami gazowymi generuje duże ilości ścieków zanieczyszczonych parami zanieczyszczeń. Wprowadzenie powierzchniowych wymienników ciepła zamiast skraplaczy/chłodnic wtryskowych zapobiega generowaniu zanieczyszczonych strumieni wody chłodzącej, a zanieczyszczenia pozostają w kondensacie. Zatem pośrednie chłodzenie/skraplanie prowadzi do oszczędzania wody. Aby dać wyobrażenie o potencjalnych oszczędnościach, do schłodzenia jednej tony pary do 35°C (temperatura ogólnie przyjęta jako górna granica dla zrzutu) potrzeba około 27 m³ wody. W przypadku chłodzenia pośredniego ilość tę dostarcza się w cyklu chłodzenia [22, BMU/LAWA 2000] zastępując jedynie wodę utraconą przez odparowanie.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska wynikające z tej techniki to:

- zmniejszenie ilości ścieków skierowanych do oczyszczania;
- zmniejszenie zużycia świeżej wody.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska obejmują zużycie energii i zastąpienie wody utraconej w wyniku parowania.

Dane robocze

Efekty oszczędzania wody zmniejszają się, gdy porwane cząstki, sublimujący materiał, kryształy lub zbrylona substancja pokrywają powierzchnie wymiany ciepła lub zatykają przestrzenie między powierzchniami wymiany, które wymagają regularnej konserwacji.

Możliwość zastosowania

Istnieją jednak procesy, w których przejście do chłodzenia pośredniego nie jest właściwe [22, BMU/LAWA 2000], tak jak w przypadkach podanych poniżej.

- W przypadku, gdy krystalizacja powoduje energiczne mieszanie ciekłej fazy organicznej z ciepłą lub gorącą wodą, a następnie temperaturę obniża się szybko poniżej temperatury zestalenia przez dodanie lodu lub zimnej wody („szok temperaturowy”). Celem tej procedury jest uzyskanie filtrującej zawiesiny bez bryłek lub grudek.
- W przypadku, gdy stosuje się diazowanie amin, utrzymując temperaturę na stałym niskim poziomie przez dodanie lodu, aby zapobiec termicznemu rozkładowi związku diazoniowego, jak również jego osadzaniu się na sprzęcie, co w przeciwnym razie oznaczałoby znaczne ryzyko eksplozji.
- W przypadku, gdy strumienie gorących gazów zostają zahamowane przez wtłaczanie zimnej wody do strumienia gazu, aby tak skutecznie i szybko obniżyć jego temperaturę, by zapobiec reakcjom w strumieniu gazu (np. reakcjom rekombinacji w gazach spalinowych z procesów spalania, co prowadzi do wytworzenia PCDD/PCDF), a jednocześnie redukuje się jedno z jego zanieczyszczeń (np. HCl).

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Zastosowanie chłodzenia pośredniego umożliwia oszczędność wody i zmniejszenie ilości ścieków.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[22, BMU/LAWA 2000]

3.3.1.6 Wytwarzanie próżni bez wody

Opis

Wytwarzanie próżni bez wody można uzyskać za pomocą mechanicznych układów pompujących w procedurze zamkniętego obiegu, odprowadzając jedynie niewielką ilość wody jako spust lub za pomocą pomp pracujących na sucho. Ta odprowadzona ilość wynosi mniej niż 5% ilości w systemie jednorazowym [22, BMU/LAWA 2000]. W niektórych przypadkach wytwarzanie próżni wody można osiągnąć, stosując produkt jako ciecz barierową w mechanicznej pompie próżniowej lub stosując strumień gazu z procesu produkcyjnego.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zapobieganie zanieczyszczeniu wody przy wytwarzaniu próżni jest osiągniętą korzyścią dla środowiska związaną z wytwarzaniem próżni bez wody.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Wybierając odpowiedni proces do wytwarzania próżni bez wody, należy uwzględnić potencjalne problemy, w szczególności w odniesieniu do korozji, tendencji do zbrylania, ryzyka wybuchu, bezpieczeństwa zakładu i niezawodności działania.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

To, czy możliwe jest wytwarzanie próżni bez wody, należy określić w każdym konkretnym przypadku. Należy uwzględnić odpowiednie ograniczenia, w szczególności w przypadku mechanicznych pomp próżniowych o zamkniętym obiegu, takich jak pompy z pierścieniem cieczowym, rotacyjne pompy łopatkowe lub membranowe pompy próżniowe. Tutaj, na przykład, pary mogą zmniejszać smarność oleju.

Pod warunkiem, że zapobiega się skraplaniu gazu w pompie, np. dzięki wysokiej temperaturze na wylocie gazu, pompy pracujące na sucho są atrakcyjną opcją, gdy rozpuszczalniki mają być odzyskiwane lub gdy wymagana jest wysoka próżnia. Tych pomp nie można stosować, jeśli strumień gazu zawiera duże ilości materiału ulegającego skraplaniu (np. pary wodnej), tworzącego pył lub powłokowego. Stosowanie pomp pracujących na sucho jest ograniczone, gdy strumień gazu zawiera substancje korozyjne i jest zwykle ograniczone do niektórych klas temperatur.

Ekonomika

Inwestycja w suchą pompę próżniową jest znacznie wyższa niż w przypadku pompy próżniowej z pierścieniem wodnym, ale w długoterminowej perspektywie całkowity koszt może się zrównoważyć z powodu kosztów oczyszczania wody z pierścienia cieczowego.

Na przykład, w zakładzie OFC, trzy pompy z pierścieniem wodnym zastąpiono dwiema nowymi pracującymi na sucho pompami próżniowymi. Koszty eksploatacji starej i nowej instalacji przedstawiono w dokumencie BREF OFC. Koszty inwestycji w nową technikę wytwarzania próżni, obejmujące sprzęt bezpieczeństwa i instalację, wyniosły 89500 EUR netto (175000 DEM w 1999 r.; stały kurs wymiany od stycznia 1999 r. : EUR/DEM = 1,956). Okres zwrotu wynosi zatem jeden rok [105, COM 2006].

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłami napędowymi dla wdrożenia tej techniki są obniżenie ładunku ścieków i oszczędności kosztów.

Przykładowe instalacje

Instalacja OFC [105, COM 2006].

Literatura źródłowa

[22, BMU/LAWA 2000] [105, COM 2006]

3.3.1.7 Pompy próżniowe z pierścieniem cieczowym wykorzystujące rozpuszczalniki jako ośrodek pierścienia

Opis

Gdy pompuje się pojedynczy (i nie bardzo lotny) rozpuszczalnik, można zastosować pompę z pierścieniem cieczowym wykorzystującą ten sam rozpuszczalnik co ośrodek, w połączeniu z układem odzyskiwania rozpuszczalnika. Poza unikaniem potencjalnego zanieczyszczenia wody, stosowanie rozpuszczalników jako ośrodka pierścienia wykazuje inne zalety:

- próżnię utrzymuje się przez chłodzenie, które jest ograniczone w przypadku wody do wartości temperatury powyżej 0° C, ale jest bardziej elastyczne, jeśli wybrano rozpuszczalnik o niższej temperaturze topnienia;
- lepszą próżnię można osiągnąć, stosując rozpuszczalniki o niższej prężności par niż woda.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zapobieganie zanieczyszczaniu wody przy wytwarzaniu próżni jest osiągniętą korzyścią dla środowiska związaną z tą techniką.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Uważa się, że wystąpienie efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska nie jest prawdopodobne.

Dane robocze

Zastosowanie toluenu jako cieczy pierścienia i oczyszczanie gazów odlotowych z kondensatorów za pomocą dopalania termicznego odnotowano dla instalacji OFC [105, COM 2006].

Wykorzystanie energii do chłodzenia i wytwarzania pary. W porównaniu do zwykłej, pracującej na sucho pompy próżniowej, może być wymagane dodatkowe oczyszczanie gazu odlotowego.

Możliwość zastosowania

Ta technika ma ogólne zastosowanie. Ponowne użycie odzyskanych rozpuszczalników może być ograniczone przy wytwarzaniu aktywnych składników farmaceutycznych i materiałów wybuchowych.

W podanym przykładzie woda z kolumny odpędowej jest przekazywana do OŚ. W innych przypadkach charakterystyka takiej wody może prowadzić do innych opcji.

Z reguły proces odpędzania jest ekonomicznie wykonalny tylko dla ponad 1000 kg rozpuszczalnika rocznie.

Ekonomika

Dla konwencjonalnej pompy pierścieniowej nie było możliwości porównania kosztów z pompą z pierścieniem rozpuszczalnikowym, ponieważ nie dostarczano danych, ale zakłada się, że główną siłą napędową są korzyści ekonomiczne. W przypadku, gdy rozpuszczalników nie można ponownie wykorzystać, korzyści ekonomiczne będą ograniczone.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłami napędowymi dla wdrożenia tej techniki są obniżenie ładunku ścieków i aspekty ekonomiczne.

Przykładowe instalacje

Instalacja OFC [105, COM 2006].

Literatura źródłowa

[105, COM 2006]

3.3.1.8 Pompy próżniowe z pierścieniem cieczowym o zamkniętym obiegu

Opis

Pompy próżniowe z pierścieniem cieczowym mogą być zaprojektowane do całkowitej recyrkulacji cieczy uszczelniającej. System zwykle obejmuje kondensator ssący pompy ze zbiornikiem odzysku kondensatu i kondensator końcowy do kondensacji gazu resztkowego. Materiałami konstrukcyjnymi są zwykle stal nierdzewna CrNiMo, a wszystkie boczne uszczelnienia związane z procesem wykonane są z PTFE.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska wynikające z tej techniki to:

- zanieczyszczeniu ulega bardzo zmniejszona ilość cieczy uszczelniającej (na przykład wody);
- całkowicie zamknięty układ bez kontaktu między cieczą chłodzącą a uszczelniającą;
- używane gazy/pary (np. rozpuszczalniki) odzyskuje się.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Uważa się, że wystąpienie efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska nie jest prawdopodobne.

Dane robocze

Po pewnym czasie należy rozważyć utylizację zawracanej cieczy uszczelniającej.

Możliwość zastosowania

Ta technika ma szerokie zastosowanie.

Ponowne wykorzystanie odzyskanych rozpuszczalników może być ograniczone przy wytwarzaniu API, ale nie ma zastosowania do wytwarzania materiałów wybuchowych ze względów bezpieczeństwa.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłami napędowymi dla wdrożenia tej techniki są obniżenie ładunku ścieków i aspekty ekonomiczne.

Przykładowe instalacje

Instalacje OFC [105, COM 2006].

Literatura źródłowa

[105, COM 2006]

3.3.1.9 Procesy pozbawione wody w oczyszczaniu gazu odlotowego

Opis

Okolo jedna trzecia systemów oczyszczania gazów odlotowych w przemyśle chemicznym działa wykorzystując proces przemywania na bazie wody lub zasady (substancji żrącej). W szczególności służy to wychwytywaniu związków nieorganicznych, takich jak chlorowodór, dwutlenek siarki i rozpuszczalne w wodzie substancje organiczne.

Przykłady technik pozbawionych wody w oczyszczaniu gazów odlotowych obejmują:

- gromadzenie, a następnie dopalanie termiczne lub katalityczne strumieni kalorycznych gazów odlotowych, najlepiej z odzyskiem energii (patrz sekcje 3.5.1.3.5 i 3.5.1.3.6);
- zastosowanie odpowiedniego sprzętu do suchego odpylania (np. odemglaczy, cyklonów, elektrofiltrów i filtrów tkaninowych) w celu oddzielenia cząstek stałych i aerozoli (patrz Sekcja 3.5.1.4);

- stosowanie suchego/półsuchego oczyszczania gazu (np. adsorpcji na węglu aktywnym, patrz Sekcja 3.5.1.2.3, wtrysku wodorowęglanu sodu/wapna, patrz Sekcja 3.5.1.5.2) dla strumieni gazów odlotowych zawierających organiczne lub nieorganiczne zanieczyszczenia gazowe;
- stosowanie rozpuszczalników organicznych (lub olejów) ulegających regeneracji zamiast wody jako cieczy do płukania dla określonych zanieczyszczeń gazowych.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Korzyści dla środowiska wynikające z tej techniki to unikanie przekazywania ścieków do oczyszczania lub zmniejszanie ich ilości i ograniczanie zużycia związanego z oczyszczaniem ścieków.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zużycie materiałów (na przykład rozpuszczalników, węgla aktywnego) w zależności od zastosowanej techniki pozbawionej wody. Niektóre techniki pozbawione wody mogą być bardziej energochłonne i powodować powstawanie większej ilości odpadów stałych.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Techniki oczyszczania gazów odlotowych pozbawione wody stosuje się zwłaszcza, gdy substancje niebezpieczne lub substancje organiczne nieulegające biodegradacji mogłyby w innym przypadku wejść do biologicznej oczyszczalni ścieków, gdzie mogłyby powodować zakłócenia lub nieoczyszczone ulec odprowadzeniu do odbiornika ścieków.

Ekonomika

W przypadku wysokich kosztów utylizacji odpadów stałych mogą wystąpić korzyści z zastosowania mokrego oczyszczania gazów spalinowych ze względu na zmniejszone ilości powstających odpadów stałych.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia stanowi zmniejszenie ilości ścieków. Kluczowym czynnikiem napędowym jest brak dostępności otworów odprowadzających wodę.

Przykładowe instalacje

Systemy oczyszczania gazów spalinowych bez ścieków wypływających są szeroko stosowane w całej Europie, np. w przemyśle chemicznym i sektorze spalania.

Literatura źródłowa

Brak literatury źródłowej.

3.3.1.10 Odzyskiwanie substancji z roztworów macierzystych przez retencję substancji lub zoptymalizowane procesy

Opis

Odzysk substancji ze składników ścieków przy rozsądnych nakładach jest zwykle wykonalne dla stężonych strumieni ścieków. Zwykle ogranicza się to do roztworów macierzystych.

W zależności od sposobu syntezy, roztwory macierzyste są zwykle roztworami wodnymi zachowanymi po oddzieleniu produktu lub wody myjącej. Odzysk może obejmować np.:

- usuwanie możliwych do zastosowania pojedynczych związków, takich jak materiały wyjściowe, produkty, rozpuszczalniki lub katalizatory;
- przekształcenie materiału z późniejszym odzyskiem substancji, np. dopalanie termiczne lub katalityczne z odzyskiem chloru (z chlorowanych związków organicznych) w postaci kwasu chlorowodorowego.

Odzyskiwanie substancji jest możliwe dla wyższych stężeń ścieków (np. 10 g/l lub wyższych). Jeśli technika dotyczy łatwo usuwalnych związków, np. związków lotnych, stałych, wytrącających się lub ulegających ekstrakcji, procesy odzyskiwania mogą być opłacalne nawet przy niższych stężeniach.

Retencja substancji dzięki zoptymalizowanym procesom obejmuje modyfikację etapów procesu, a także dodatkowe środki, takie jak ulepszenie przerobu roztworu macierzystego.

Retencję substancji – oprócz zapobiegania zanieczyszczeniom, takiego jak modyfikacja składu lub poprawa wydajności produkcji – można również osiągnąć poprzez usuwanie zanieczyszczeń, np. adsorpcję lub ekstrakcję, lub przez konwersję, np. utlenianie lub spopielanie.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska wynikające z tej techniki to:

- zmniejszenie ilości oczyszczanych ścieków;
- ponowne wykorzystanie/odzysk materiału.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Brak.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Zastosowanie ogólne.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Odzyskiwanie substancji jest zarówno korzystne ekonomicznie, jak i pożądane z punktu widzenia ochrony środowiska.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

Brak literatury źródłowej.

3.3.1.11 Stosowanie lekko zanieczyszczonych surowców i substancji pomocniczych

Opis

Zanieczyszczone surowce i/lub substancje pomocnicze mogą wprowadzać zanieczyszczenia do łańcucha produkcji, a tym samym do systemu ścieków. Przykłady obejmują:

- metale z surowych tłuszczów roślinnych;
- związki chloroorganiczne (AOX/EOX) i inne zanieczyszczenia z technicznego kwasu chlorowodorowego;
- rtęć jako zanieczyszczenie wodorotlenku sodu z elektrolizy chlorków metali alkalicznych z zastosowaniem procesu amalgamatowego;
- zanieczyszczenia, zwłaszcza półproduktów i nabytych poza zakładem prekursorów.

Zdolność operatora do wpływania na tę sytuację jest ograniczona przez:

- niewystarczające informacje od dostawców;
- wzrost przenoszenia zanieczyszczeń z powodu materiałów zawróconych do obiegu;
- przenoszenie problemów emisji do innych lokalizacji w wyniku obróbki surowców.

Oczyszczanie surowców mogą wdrażać producenci posiadający zaplecze techniczne do redukcji i prawidłowej utylizacji usuniętych zanieczyszczeń, takiej jak wymiana żywicy w przypadku kwasu chlorowodorowego lub filtracja/adsorpcja w przypadku surowego wodorotlenku sodu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zastąpienie lub eliminacja niektórych surowców wykorzystywanych do produkcji substancji chemicznych może skutkować połączeniem następujących korzyści:

- zmniejszenia ilości wytwarzanych odpadów;
- zmniejszenia emisji do powietrza;
- zmniejszenia emisji do odbiornika ścieków.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska to wykorzystanie energii i materiałów do oczyszczania surowców (w razie potrzeby). Należy ocenić indywidualnie dla każdego przypadku, czy redukcja/eliminacja produktów ubocznych/zanieczyszczeń jest bardziej pożądana z punktu widzenia producenta czy użytkownika.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Możliwość zastosowania zależy zwłaszcza od kosztu zakupu zastępczych surowców lub od kosztu urządzeń oczyszczających potrzebnych w instalacji do oczyszczenia surowca.

Zastąpienie surowców może być niemożliwe, w szczególności w produkcji materiałów wybuchowych i nawozów na bazie azotanu amonu, ponieważ znane zanieczyszczenia mogą mieć ogromne znaczenie dla uzyskania wymaganego produktu przy zachowaniu wszystkich warunków bezpieczeństwa i ochrony (np. wpływ na kształt i wielkość kryształów).

Ekonomika

Czynniki ekonomiczne obejmują koszty instalacji i eksploatacji urządzeń oczyszczających w obiekcie (jeśli wymagane są urządzenia oczyszczające). Stosowanie surowców o niższym poziomie zanieczyszczeń może być droższe, w zależności od warunków rynkowych.

Oszczędności w oczyszczaniu odpadów mogą wynikać z zastąpienia lub eliminacji niektórych wykorzystywanych surowców. Jednak może to być bardziej niż zrównoważone przez wzrost kosztów czystszej surowca.

Siła napędowa dla wdrożenia

Stosowanie lekko zanieczyszczonych surowców i materiałów pomocniczych jest ważną techniką zapobiegania emisjom.

Przykładowe instalacje

Tę technikę wykorzystuje wiele instalacji z kilku sektorów przemysłowych.

Literatura źródłowa

[107, COM 2007]

3.3.1.12 Przeciwprądowe mycie produktów

Opis

W ramach etapu polerowania, produkty chemiczne często przemywa się fazą wodną w celu usunięcia zanieczyszczeń. Wysoką efektywność w połączeniu z niskim zużyciem wody (i małym wytwarzaniem ścieków) można osiągnąć poprzez mycie przeciwprądowe, które można łączyć z innymi etapami oczyszczania. Stopień optymalizacji procesu płukania zależy od poziomu i regularności produkcji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska obejmują:

- mniejsze zużycie wody;
- powstawanie mniejszej ilości ścieków;
- zawracanie lub indywidualne oczyszczanie porcji o określonej zawartości lub stężeniach.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Uważa się, że wystąpienie efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska nie jest prawdopodobne.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Ta technika ma szerokie zastosowanie. Jest to szczególnie opłacalne w zakładach o większej skali, ponieważ można ją dostosować specjalnie do procesu produkcyjnego. Procesów tych nie można stosować w przypadku niewielkich ilości, eksperymentalnych serii produkcyjnych oraz krótkich lub rzadkich kampanii produkcyjnych.

Ekonomia

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłami napędowymi do stosowania tej techniki są korzyści kosztowe i zmniejszenie zużycia wody.

Przykładowe instalacje

Instalacja OFC [105, COM 2006].

Literatura źródłowa

[105, COM 2006]

3.3.2 Poszczególne techniki oczyszczania ścieków

3.3.2.1 Wyrównanie

Opis

Zasadniczo oczyszczalnie ścieków (OŚ) (w szczególności biologiczne) działają najskuteczniej w rozsądnie stałych warunkach określonych parametrów, w szczególności pH, obciążenia hydraulicznego (lub natężenia przepływu) i ładunku/stężenia zanieczyszczeń.

Aby buforować produkcję przed zmianami krótkoterminowymi (na przykład codziennymi) i długoterminowymi (np. tygodniowymi), wprowadza się urządzenia wyrównawcze albo zdecentralizowane w różnych zakładach produkcyjnych centralnie w końcowej oczyszczalni ścieków lub w jej pobliżu.

Co więcej, niezwykle dopływy do oczyszczalni ścieków wynikające z awarii operacyjnych są kontrolowane przez dodatkową scentralizowaną zdolność do zatrzymywania. Konieczne jest szybkie wykrywanie takich niecodziennych zdarzeń. Objętości buforowania i retencji pozwalają również operatorom sprawdzić kompatybilność ścieków wpływających z późniejszym oczyszczaniem. Równoważenie przepływu i ładunku/stężenia określa się również jako wyrównanie, buforowanie lub homogenizację.

Chociaż wyrównanie często osiąga się za pomocą centralnych lub zdecentralizowanych cystern, to można je również (częściowo) osiągnąć za pomocą innych technik zarządzania (np. planowania działań produkcyjnych).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Technika ta pozwala na skuteczniejsze wykorzystanie późniejszego oczyszczania ścieków (np. OŚ), a zatem obniża emisje do odbiorników ścieków.

Skutek buforowania i wyrównania może obejmować:

- wyrównanie ładunków, takich jak:
 - ładunek organiczny;
 - stężenie soli, zwłaszcza gdy stężenie soli wynosi około 10 g/l lub więcej;
 - ładunek azotu, np. jako warunek wstępny, wraz z ładunkiem OWO, dla optymalnej denitryfikacji;
- dostosowanie wymaganego stosunku C/N/P;
- neutralizację kwaśnych i zasadowych strumieni ścieków (patrz Sekcja 3.3.2.3.2);
- wyrównanie natężenia przepływu ścieków.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Brak.

Dane robocze

Odpowiednia pojemność zbiornika wyrównawczego jest funkcją przewidywanych wahań [251, Ullmann's 2000].

Równoważenie przepływu i ładunku jest również stosowane jako miara kontrolująca dla nietypowych zdarzeń wpływu do OŚ, a zatem pojemność zbiornika wyrównawczego jest określana nie tylko przez wahania, jak wspomniano powyżej, ale także przez zakres potencjalnego zagrożenia.

W praktyce zarówno natężenie przepływu, jak i ładunki/stężenia zanieczyszczeń mogą ulegać znacznym wahaniom ze względu na takie czynniki, jak:

- warunki procesu;
- błędy operacyjne;
- użycie wody myjącej;
- oczyszczanie wody balastowej;
- czasy konserwacji;
- opad deszczu.

Zbiornik wyrównawczy można zainstalować w linii produkcyjnej lub jako obieg boczny, do którego przepływ może być przekierowany w okresach szczytowych lub w przypadku zakłóceń produkcji i spływać z kontrolowaną prędkością, gdy przepływ jest umiarkowany. W przypadku wód procesowych, które mogą być emitowane do środowiska, do tego celu wykorzystuje się zbiorniki, natomiast w przypadku odprowadzania wód powierzchniowych stosuje się otwarte laguny lub stawy retencyjne (patrz Sekcja 3.3.2.3.6.2). Jeśli czas retencji w zbiorniku wyrównawczym jest długi, to w ściekach mogą zajść pewne reakcje, które mogą prowadzić do problemów związanych z odorem, wytwarzaniem piany i wytrącaniem ciał stałych.

Tabela 3.6 przedstawia przykłady pojemności buforowej w niektórych niemieckich zakładach chemicznych.

Tabela 3.6: Przykłady pojemności buforowej w niektórych niemieckich zakładach chemicznych

Nr OŚ	Przepływ ścieków wpływających do OŚ	Zdolność do mieszania i wyrównywania zasilania do etapu chemiczno-mechanicznego	Pojemność buforowa między etapem chemiczno-mechanicznym a etapem biologicznym	Zdolność do zatrzymywania dla błędów operacyjnych
OŚ 1	8 000 m ³ /d	80 m ³	20 000 m ³	10 000 m ³ (+ 900 m ³)
OŚ 2	10 000 m ³ /d	300 m ³	2 x 4 800 m ³	2 x 3 000 + 390 m ³
OŚ 3	6 000 m ³ /d	NI	NI	23 000 m ³
OŚ 4	8 500 m ³ /d	NI	3 000 m ³	12 000 m ³
OŚ 5	10 000 m ³ /d	1 500 m ³	4 000 m ³	9 500 m ³
OŚ 6	65 000 m ³ /d	NI	40 000 m ³	28 000 m ³
OŚ 6	45 000 m ³ /d	NI	15 000 m ³	47 500 m ³
OŚ 7	315 000 m ³ /d	NI	NI	60 000 m ³
OŚ 8	3 800 m ³ /d	NI	18 000 m ³	11500m ³
OŚ 9	34 000 m ³ /d	NI	2 400 m ³	11600m ³

Uwaga: NI = Brak informacji.
Źródło: [217, RP Freiburg 2009]

Pomijanie obiektów wyrównawczych, jak pokazano na Rysunek 3.7, w celach konserwacyjnych lub w przypadku zanieczyszczenia wykrytego wewnątrz zbiorników jest możliwe. Oznacza to, że jeśli istnieje kilka pojemności, łańcuch oczyszczania może działać normalnie bez możliwości wyrównywania lub ze zmniejszonymi możliwościami wyrównywania.

Możliwość zastosowania

Ta technika ma ogólne zastosowanie. Ma to zastosowanie głównie w przypadku, gdy produkcja jest nieregularna, na przykład gdy gałęzie przemysłu podlegają określonym kampaniom (np. produkcja specjalistycznych lub wysokowartościowych chemikaliów).

Ekonomia

Koszt buforowania zależy przede wszystkim od wielkości zbiornika, jego umiejscowienia i użytych materiałów. Ogólnie rzecz biorąc, w przypadku betonowego zbiornika należy wziąć pod uwagę koszt 100 EUR/m³, bez akcesoriów i zamocowania. Zbiorniki buforowe wykonane z innych materiałów są zwykle droższe, np. zamknięty poliestrowy zbiornik buforowy o pojemności 100 m³ z mieszadłem kosztuje 50000 EUR [63, VITO 2010].

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia tej techniki jest zgodność z wymogami prawnymi dotyczącymi ograniczenia zanieczyszczeń w odbiornikach ścieków.

Przykładowe instalacje

Praktycznie wszystkie OŚ. Przykłady zakładów chemicznych wykorzystujących tę technikę wymieniono w powyższych danych roboczych.

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010] [217, RP Freiburg 2009] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.2 Przechowywanie buforu do ścieków podczas warunków pracy innych niż normalne

Opis

Inne niż normalne warunki pracy, takie jak błędy operacyjne, wycieki urządzeń, niezamierzone zanieczyszczenie wody chłodzącej lub inne zakłócenia w jednostkach produkcyjnych lub magazynowych mogą prowadzić do zwiększenia emisji zanieczyszczeń do odbiorników ścieków przez OŚ lub do jej wadliwego działania. Ryzyko takich zdarzeń może stworzyć potrzebę scentralizowanych lub zdecentralizowanych urządzeń odbiorczych (lub buforowych). W przypadku eksploatacji bariery lub systemu buforowego kluczowe znaczenie ma szybkie wykrycie awarii. Wykrywanie to można zapewnić zarówno środkami analitycznymi, jak i organizacyjnymi [251, Ullmann's 2000].

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Technika pozwala na zmniejszenie emisji do odbiornika ścieków.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Z tą techniką nie wiążą się żadne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

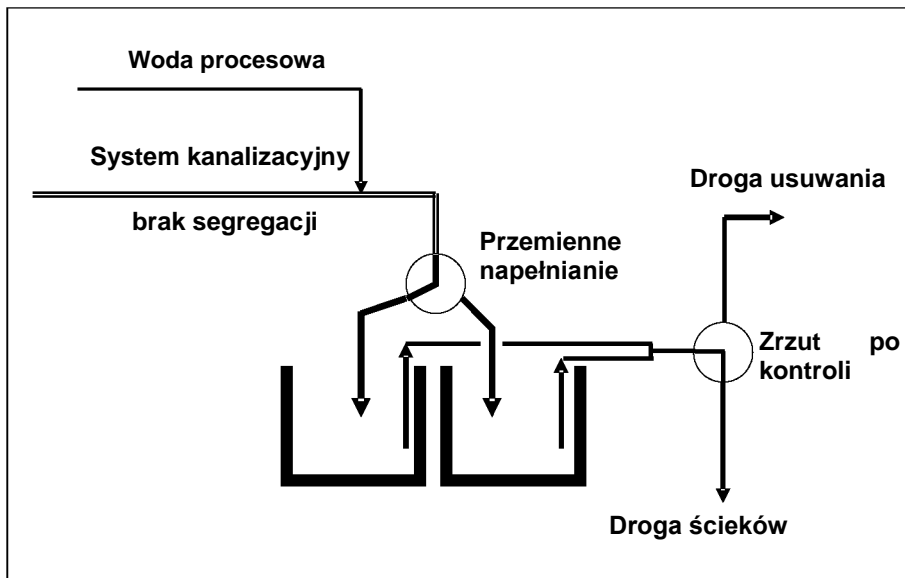
Dane robocze

Istnieje szereg dostępnych urządzeń buforowych. Ich pojemność musi być wystarczająca do magazynowania wszystkich ścieków, prawdopodobnie włącznie z wodą deszczową, powstałych podczas awarii produkcji. Można je łączyć ze zbiornikami wyrównawczymi przepływu i ładunku (patrz Sekcja 3.3.2.1).

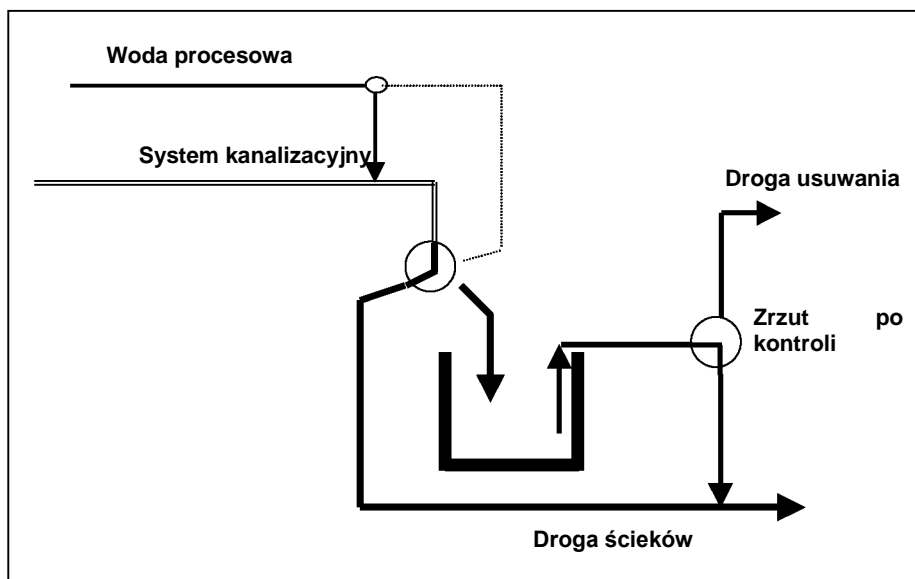
Odpowiednia pojemność magazynowania buforów jest zazwyczaj oparta na ocenie ryzyka (z uwzględnieniem np. charakteru zanieczyszczenia, wpływu na dalsze oczyszczanie i odbiornika ścieków).

Jedno urządzenie (patrz Rysunek 3.6), niezależny bufor, zawiera dwa zbiorniki buforowe, które naprzemiennie odbierają strumień ścieków. Podczas gdy jeden zbiornik jest napełniany, zawartość drugiego jest sprawdzana, a następnie uwalniana do zrzutu ścieków lub do dolnej części OŚ lub usuwana jako odpad, w zależności od wyników kontroli. Zdolność odbiorcza każdego zbiornika musi być wystarczająca, aby pomieścić całą ilość ścieków powstających podczas okresu analizy i opróżniania jednego zbiornika. W przypadku złożonych i dużych zakładów chemicznych z dużymi ilościami ścieków jest to często opcja dla wybranych strumieni ścieków, ponieważ w przeciwnym razie istnieje ogromne zapotrzebowanie na objętość zbiornika. Im większy zbiornik, tym dłuższy czas opróżniania i odwrotnie, co może prowadzić do błędnego koła.

Innym urządzeniem jest bufor połączony z nieciągłym (patrz Rysunek 3.7) lub ciągłym (patrz Rysunek 3.8) wypełnieniem. Bufor z nieciągłym wypełnieniem odłącza się, gdy nie jest używany, tj. gdy nie ma awarii zgłoszonej przez układ sterowania i alarmowy. Podczas normalnej eksploatacji ścieki omijają system buforowy i tylko wtedy, gdy układ sterowania wykryje nietypowe zdarzenie, zostaje napełniony zbiornik buforowy. Wymagana pojemność zbiornika to ilość ścieków powstających w czasie awarii. To urządzenie używa się z pojedynczymi instalacjami produkcyjnymi, zbiorem wybranych strumieni ścieków oraz z całkowitą ilością ścieków. Wymagana objętość jest zwykle znacznie mniejsza niż w przypadku niezależnego bufora wspomnianego powyżej.

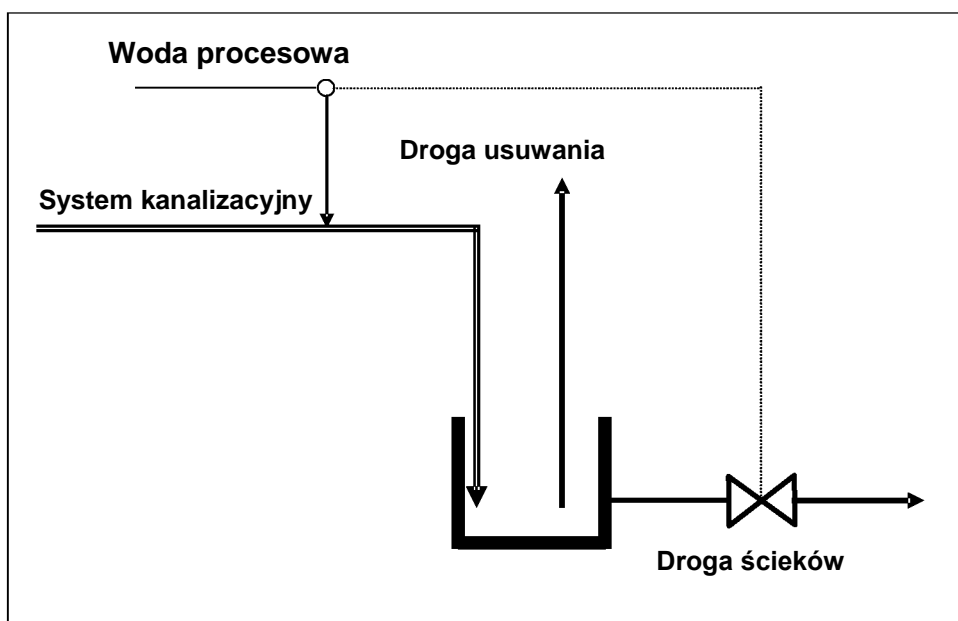


Rysunek 3.6: Niezależny bufor z alternatywnym wypełnieniem



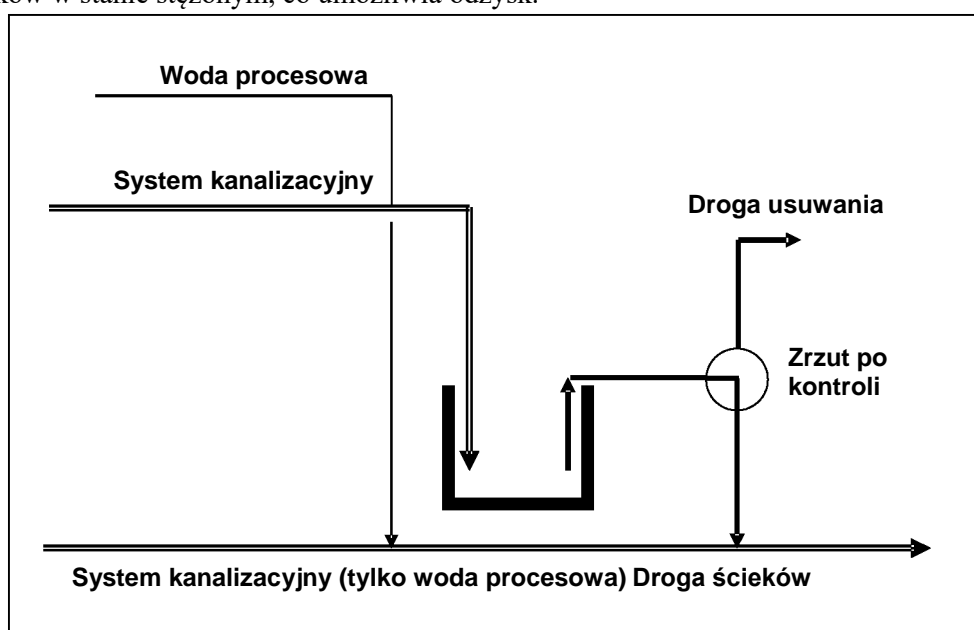
Rysunek 3.7: Bufor połączony z nieciągłym wypełnieniem

Bufor połączony z ciągłym wypełnieniem można również wykorzystać jako zbiornik wyrównujący lub równoważący przepływ (patrz Sekcja 3.3.2.1). Układ sterowania i alarmowy zapewnia natychmiastowe zamknięcie wylotu OŚ w przypadku nietypowego zdarzenia. Pojemność zbiornika musi być wystarczająca do odbioru wszystkich dostarczanych ścieków, dopóki awaria nie zostanie usunięta, więc system ten można zalecać tylko dla strumieni dopływowych. Zanim będzie można kontynuować eksploatację z wprowadzaniem rutynowych ścieków, zbiornik należy opróżnić.



Rysunek 3.8: Bufor połączony z ciągłym wypełnieniem

Kolejny system (patrz Rysunek 3.9) nadaje się do odbierania i buforowania strat wycieku, przy wyciekach zebranych w oddzielnym kanale ściekowym. Taki kanał ściekowy jest wykorzystywany jako system odwadniania potencjalnie zanieczyszczonych obszarów zewnętrznych, np. z instalacjami produkcyjnymi lub polami zbiorników. Pojemność zbiornika odpowiada największej możliwej utracie w wyniku wycieku i spodziewanej ilości wody deszczowej. Ten system buforowy ma zastosowanie do instalacji z oddzielnymi kanałami do wody procesowej i odwadniania obszarów zagrożonych. Zdarzeń, które mogą wpływać na strumień wody procesowej, nie można kontrolować. Jego zaletą jest możliwość gromadzenia strat na skutek wycieków w stanie stężonym, co umożliwia odzysk.



Rysunek 3.9: System buforów wycieku

Możliwość zastosowania

Doraźne magazynowanie zanieczyszczonej wody deszczowej wymaga segregacji, która może nie mieć zastosowania w przypadku istniejących systemów poboru ścieków.

Ekonomika

Koszt buforowania zależy przede wszystkim od wielkości zbiornika, jego umiejscowienia i użytych materiałów. Ogólnie rzecz biorąc, w przypadku betonowego zbiornika należy wziąć pod uwagę koszt 100 EUR/m³, bez akcesoriów i zamocowania. Zbiorniki buforowe wykonane z innych materiałów są zwykle droższe, np. zamknięty poliestrowy zbiornik buforowy o pojemności 100 m³ z mieszadłem kosztuje 50000 EUR [63, VITO 2010].

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową dla wdrożenia tej techniki jest zgodność z wymogami prawnymi dotyczącymi ograniczenia zanieczyszczeń w odbiornikach ścieków.

Przykładowe instalacje

Tę technikę stosuje się praktycznie we wszystkich OŚ. Przykłady zakładów chemicznych wykorzystujących tę technikę wymieniono w Tabeli 3.6

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010] [217, RP Freiburg 2009] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3 Techniki typu „końca rury”

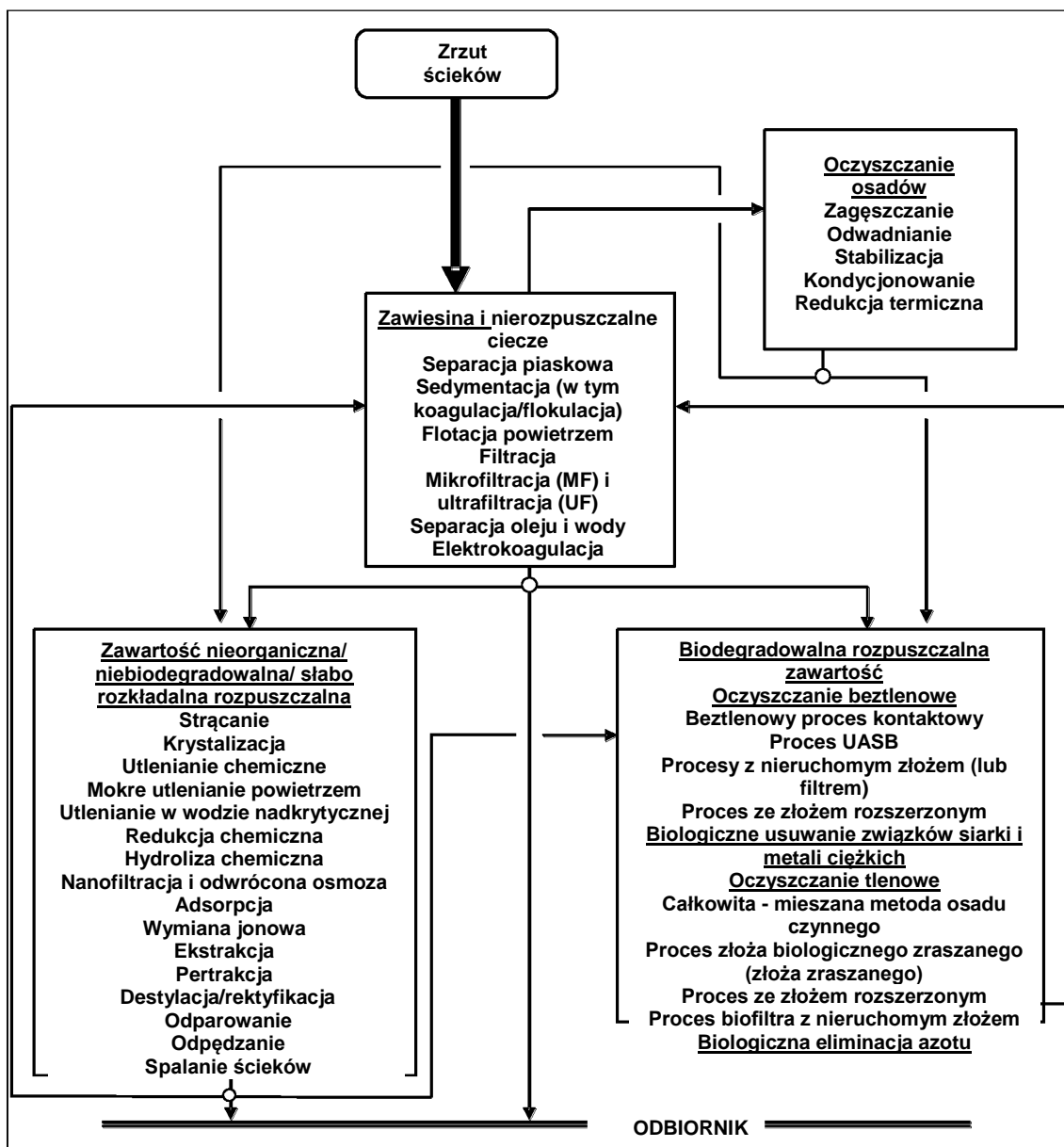
3.3.2.3.1 Streszczenie

Aby wprowadzić logiczną kolejność w opisie technik oczyszczania, jako odniesienie przyjmuje się związek między zanieczyszczeniem a odpowiednią typową techniką oczyszczania, jak wskazano w sekcji 1.6.3.2 i przedstawiono na rysunku 3.10. W tabeli 1.1 wymieniono główne techniki oczyszczania ścieków typu „końca rury” oraz zanieczyszczenia(a) zredukowane za pomocą każdej techniki. Szczegóły dotyczące możliwości zastosowania każdej techniki podano w poszczególnych sekcjach, jak wskazano w tabeli 1.1.

Pierwszym etapem oczyszczania ścieków i wody deszczowej – a często także ostatnim etapem – jest oddzielenie zawiesiny i niemieszających się cieczy (w odniesieniu do wody) od głównego strumienia wody. Techniki rozdzielania lub klarowania to:

- Separacja grawitacyjna (separacja piaskowa – patrz Sekcja 3.3.2.3.3.2, sedymentacja – patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4, separacja oleju i wody – patrz Sekcja 3.3.2.3.3.8);
- flotacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.5);
- filtracja (filtracja – patrz Sekcja 3.3.2.3.3.6, filtracja membranowa – patrz Sekcja 3.3.2.3.3.7).

Te techniki rozdzielania są stosowane głównie w połączeniu z innymi operacjami, jako pierwszy lub końcowy etap klarowania. Jako pierwszy etap chronią na przykład inne urządzenia do oczyszczania przed uszkodzeniem, zatkaniem lub zanieczyszczeniem przez ciała stałe. Jako ostatni etap, usuwają ciała stałe powstałe podczas wcześniejszej operacji lub procesu oczyszczania lub usuwają olej przed dalszym oczyszczaniem biologicznym. Często następują po technikach oczyszczania stosowanych do rozpuszczalnych zanieczyszczeń, gdy są one przenoszone do ciał stałych. Przykłady podano w dalszej części tego rozdziału.



Rysunek 3.10: Zakres technik oczyszczania ścieków w odniesieniu do rodzaju zanieczyszczeń

Ścieki niezawierające cząstek stałych można rozdzielić na część ulegającą biodegradacji i nieulegającą biodegradacji lub zanieczyszczenia odpowiedzialne za brak biodegradacji można oddzielić przed dalszym oczyszczaniem. Związki ulegające biodegradacji to związki, które ulegają rozkładowi wskutek aktywności biologicznej. Ogniotrwałe ChZT/OWO i metale ciężkie są przykładami związków nieulegających biodegradacji.

Techniki oczyszczania części ścieków nieulegającej biodegradacji opierają się na operacjach fizycznych i/lub chemicznych, takich jak:

- strącanie/sedymentacja/filtracja (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.2);
- krystalizacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.3);
- reakcje chemiczne (utlenianie chemiczne - patrz Sekcja 3.3.2.3.4.4, mokre utlenianie powietrzem - patrz Sekcja 3.3.2.3.4.4.3, utlenianie w wodzie nadkrytycznej - patrz Sekcja 5.1.4, redukcja chemiczna - patrz Sekcja 3.3.2.3.4.5 i hydroliza chemiczna - patrz Sekcja 3.3.2.3.4.6);
- „filtracja” membranowa (nanofiltracja and odwrócona osmoza, patrz Sekcja 3.3.2.3.4.7);
- adsorpcja (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.10);
- wymiana jonowa (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.11);

- ekstrakcja (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.12);
- destylacja/rektyfikacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.14);
- odparowanie (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.15);
- odpędzanie (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.17);
- spoielanie (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.18).

Po odpowiednim oczyszczeniu strumień ścieków można odprowadzić do odbiornika ścieków, do kolejnej centralnej biologicznej OŚ albo do komunalnej OŚ.

Następujące substancje/grupy substancji są w praktyce istotne jako przykłady niedostatecznej eliminacji w centralnych biologicznych OŚ w zakładach chemicznych:

- czynniki chelatujące, takie jak EDTA i DTPA;
- cykliczne etery, szczególnie dioksany;
- oligomery w strumieniach ścieków z produkcji poliakrylonitrylu;
- oligomery w strumieniach ścieków z produkcji metylocelulozy;
- diglym;
- związki pośrednie z wytwarzania rozjaśniaczy optycznych, np. kwas dinitrosalicylowy;
- produkty uboczne i produkty z wytwarzania rozjaśniaczy optycznych (np. pochodne triazyny);
- jodowane rentgenowskie środki kontrastowe, takie jak kwas 3,5-diacetamido-2,4,6-trijodobenzoowy, jopamidol;
- niektóre barwniki organiczne;
- PFOS i inne perfluorowane związki;
- MTBE.

W większości przypadków i w przeciwieństwie do produktów (pojedynczych substancji), (wiele) produktów ubocznych lub substancji pomocniczych w strumieniu ścieków budzi zaniepokojenie.

Ścieki ulegające biodegradacji lub część ścieków pozostała po wyeliminowaniu przyczyny braku biodegradacji podlegają zwykle technikom oczyszczania, scentralizowanym lub zdecentralizowanym, opartym na procesach biologicznych, takich jak:

- oczyszczanie beztlenowe (beztlenowy proces kontaktowy, proces UASB, proces z nieruchomym złożem, proces ze złożem rozszerzonym - patrz Sekcja 3.3.2.3.5.2 - i biologiczne usuwanie związków siarki i metali ciężkich - patrz Sekcja 3.3.2.3.5.3);
- Oczyszczanie tlenowe, (całkowita mieszana metoda osadu czynnego, proces bioreaktora membranowego, proces złoża biologicznego zraszanego, proces ze złożem rozszerzonym, proces biofiltra z nieruchomym złożem - patrz Sekcje 3.3.2.3.5.4, 3.3.3.1 i 3.3.3.2);
- nityfikacja/denitryfikacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.5).

Ścieki po rozkładzie opuszczają oczyszczalnię biologiczną i są doprowadzane do etapu klarowania.

W wielu technikach oczyszczania ścieków wymaga się lub opcjonalnie stosuje środki wspomagające oczyszczanie, które w większości przypadków są substancjami chemicznymi lub środki/urządzenia do oczyszczania wymagają regeneracji, która może spowodować uwolnienie substancji chemicznych. Te środki wspomagające lub etapy procesu mogą generować, zazwyczaj w zależności od lokalnych warunków, zanieczyszczenie, które należy wziąć pod uwagę przy rozważaniu zastosowania techniki oczyszczania. Zatem w określonych sytuacjach ocena środków wspomagających i substancji chemicznych uwalnianych z urządzeń do regeneracji i ich losów podczas całego procesu może być konieczna.

Niemal wszystkie techniki oczyszczania ścieków mają jedną wspólną cechę: wytwarzanie cząstek stałych w trakcie procesu, co umożliwia oddzielenie zanieczyszczeń, takich jak nadmiar osadu czynnego lub przefiltrowane lub osiadłe pozostałości z operacji filtracji lub sedymentacji od środowiska wodnego. Jeśli osad nie zostanie poddany odzyskowi, należy go usunąć (tj. poddać zewnętrznemu oczyszczaniu i utylizacji) lub oczyścić w obiekcie.

Techniki oczyszczania osadów mogą obejmować:

- zagęszczanie (patrz Sekcja 3.4.2.2);
- odwadnianie (patrz Sekcja 3.4.2.2);
- stabilizację (patrz Sekcja 3.4.2.3);
- kondycjonowanie (patrz Sekcja 3.4.2.3);

3.3.2.3.2 Opis neutralizacji

Neutralizacja jest procesem, w którym wartość pH doprowadzanych ścieków jest dostosowywana do obojętnego poziomu pH (około 7) przez dodanie substancji chemicznych, aby umożliwić ich biologiczne oczyszczanie w oczyszczalniach ścieków, a także w celu dostosowania ich do norm dotyczących zrzutu. Zasadniczo można neutralizować wszystkie rodzaje ścieków, ale ilość substancji chemicznych potrzebnych do procesu neutralizacji może się znacznie różnić w zależności od pojemności buforowej ścieków. Pojemność buforowa odzwierciedla odporność ścieków na zmianę pH i jest spowodowana obecnością (wodoro)węglanów, (wodoro)fosforanów, (wodoro)siarczków i krzemianów. Zasadniczo w celu neutralizacji ścieków wodorotlenek sodu (NaOH) lub wodorotlenek wapnia ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) stosuje się, aby podnieść pH; podczas gdy kwas siarkowy (H_2SO_4), kwas chlorowodorowy (HCl) lub dwutlenek węgla (CO_2) stosuje się w celu obniżenia pH.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zmniejszają się emisje kwasów i zasad do wody. Ponadto zwiększa się wydajność oczyszczania biologicznego, a tym samym jakość ścieków wypływających, ponieważ na procesy biologiczne niekorzystnie wpływają skrajne poziomy i wahania pH.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zużywa się kwasy lub zasady. Neutralizacja prowadzi do zwiększonego stężenia soli w oczyszczonych ściekach (np. chlorków, siarczanów). Zużycie substancji chemicznych i wytwarzanie soli można zmniejszyć przez zmieszanie kwasowych i zasadowych strumieni ścieków przed neutralizacją centralną (tj. wyrównaniem, patrz Sekcja 3.3.2.1).

Ścieki zawierające określone rodzaje soli po dodaniu neutralizujących substancji chemicznych mogą powodować uwalnianie toksycznych gazów, które mogą stanowić zagrożenie dla zdrowia i środowiska.

Dane robocze

Neutralizację można przeprowadzić w jednym lub dwóch etapach. Neutralizację dwuetapową na początku OŚ zgłoszono dla OŚ nr 16, pierwszy etap z dodatkiem kwasu chlorowodorowego i drugi etap z wapnem [222, CWW TWG 2013].

Możliwość zastosowania

Neutralizacja ma zastosowanie do ścieków pochodzących z prawie wszystkich rodzajów działalności przemysłowej. Jednak w szczególnych przypadkach neutralizacja może drastycznie zmienić skład ścieków. Zasadniczo do neutralizacji stosuje się nieorganiczne kwasy/zasady, które mogą powodować powstawanie potencjalnie nierozpuszczalnych soli. Wybór substancji chemicznych (kwasów/zasad) stosowanych do neutralizacji musi być również zgodny z pożądanym rezultatem.

Ekonomika

Koszty inwestycyjne związane z instalacją procesu neutralizacji są bardzo niskie w porównaniu do całkowitych kosztów inwestycyjnych oczyszczalni ścieków. Sprzęt składa się z kadzi magazynowych, zbiorników reakcyjnych, jednostek dozujących i mieszających. Koszty eksploatacji zależą od charakterystyki ścieków (pH, pojemności buforowej), ponieważ będzie miała ona wpływ na ilość substancji chemicznych użytych do neutralizacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Wymogi prawne. W celu poprawy podatności ścieków na oczyszczanie biologiczne w OŚ.

Przykładowe instalacje

Neutralizacja jest jedną z najczęściej stosowanych technik oczyszczania zgłoszonych w ankietach (patrz Sekcja 2.2).

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010] [222, CWW TWG 2013]

3.3.2.3.3 Nierozpuszczalne zanieczyszczenia/rozdzielanie mechaniczne

3.3.2.3.3.1 Streszczenie

Zawartość nierozpuszczalna w ściekach przemysłu chemicznego może składać się z substancji obojętnych, takich jak pył z kanalizacji deszczowej lub piasek (jako balast w surowcach takich jak wapno). Jednak może ona również składać się z materiałów niebezpiecznych, takich jak metale ciężkie i ich związki, pochodzących z procesów strącania poprzedzających operacje oczyszczania lub procesów produkcyjnych z użyciem katalizatorów. Na zawartości substancji stałych mogą adsorbować się nawet dioksyny (np. katalizator produkcji chlorku winylu przez oksychlorowanie). Z drugiej strony, nierozpuszczalne zanieczyszczenia niekoniecznie muszą być cząstkami stałymi. Do tej kategorii należą również płyny nie mieszające się z wodą, takie jak oleje, substancje o konsystencji olejistej, tłuszcze i koloidy. Ścieki zawierające nierozpuszczalne zanieczyszczenia można zwykle poddać oczyszczaniu, aby pozbyć się ich w wyniku procesów rozdzielania, jak opisano poniżej.

3.3.2.3.3.2 Separator piaskowy

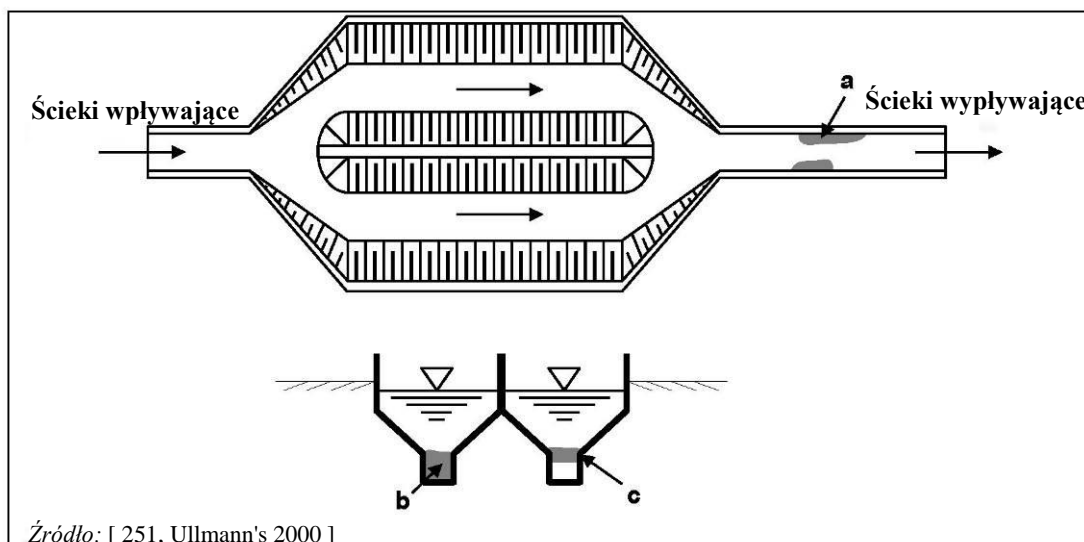
Opis

Separacja piaskowa to usuwanie piasku i żwiru z wody deszczowej. Do tego celu stosuje się zbiorniki zanieczyszczeń ciężkich, ponieważ w przeciwnym wypadku piasek mógłby osadzać się w niewygodnych miejscach, zakłócając proces oczyszczania i prowadząc do szybkiego ścierania się pomp [251, Ullmann's 2000].

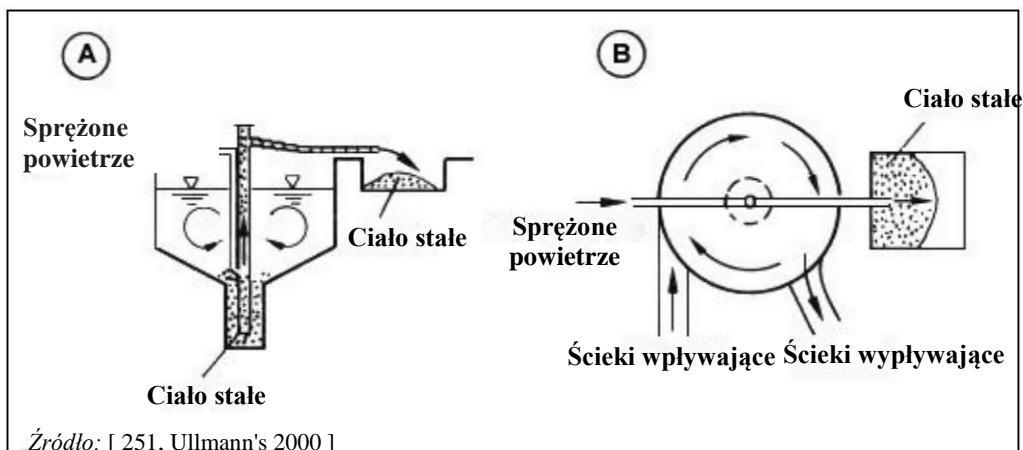
Zbiorniki zanieczyszczeń ciężkich są częścią OŚ i są zwykle umieszczone bezpośrednio za ekranem zainstalowanym jako ochrona przed gruboziarnistymi i włóknistymi materiałami. Są one zaprojektowane do działania przy wymaganym natężeniu przepływu (około 0,3 m/s), tj. oddzielany jest tylko piasek, a lżejsze ciała stałe są przenoszone w strumieniu ścieków.

Istnieją trzy różne typy zbiorników zanieczyszczeń ciężkich [251, Ullmann's 2000]:

- zbiorniki zanieczyszczeń ciężkich w kształcie kanału z przepływem poziomym, utrzymujące wymagane natężenie przepływu w połączeniu z kanałem mierniczym Venturiego, odpowiednie dla bardzo zmiennych strumieni ścieków (patrz Rysunek 3.11);

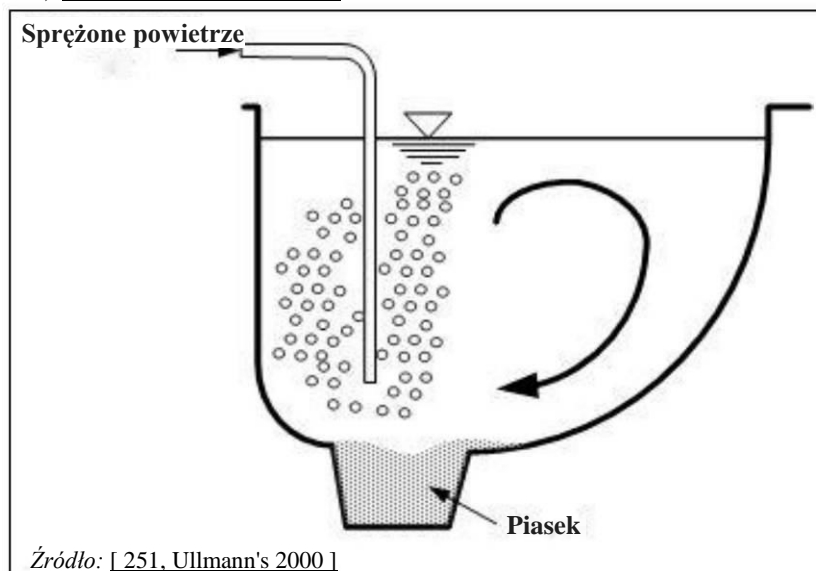


Rysunek 3.11: Kanałowy zbiornik zanieczyszczeń ciężkich z przepływem poziomym



Rysunek 3.12: Okrągły zbiornik zanieczyszczeń ciężkich

- napowietrzane zbiorniki zanieczyszczeń ciężkich, w których cyrkulacja zawartości jest spowodowana wtryskiem powietrza w sposób zapewniający wymagane natężenie przepływu na dnie zbiornika; ten typ nie powoduje problemów z wahaniami natężenia przepływu (patrz Rysunek 3.13) [251, Ullmann's 2000].



Rysunek 3.13: Napowietrzony zbiornik zanieczyszczeń ciężkich

Urządzenia do składowania oddzielnego piasku są konieczne do momentu jego usunięcia.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zbiorników zanieczyszczeń ciężkich nie są instaluje się ze względów ochrony środowiska, ale w celu ochrony urządzeń znajdujących się za nimi przed zużyciem i przed zatkaniem.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Oddzielony piasek należy usunąć lub wykorzystać w inny sposób, w zależności od zanieczyszczenia. Pompy ścieków i dysze powietrzne zużywają energię elektryczną.

Rozdział 3

Zbiorniki zanieczyszczeń ciężkich, będące częścią OŚ, przyczyniają się do emisji hałasu i odorów z głównego zakładu, w zależności od rodzaju oczyszczanych ścieków. Może być konieczne osłonięcie urządzenia.

Dane robocze

Monitorowanie

Konieczne jest kontrolowanie niezbędnego natężenia przepływu ścieków wynoszącego 0,3 m/s.

Możliwość zastosowania

Zbiorników zanieczyszczeń ciężkich używa się, gdy OŚ oczyszcza również wodę deszczową, co zazwyczaj wiąże się ze znaczną ilością piasku [251, Ullmann's 2000]. Separacja piaskowa jest niezbędna do ochrony urządzeń znajdujących się za nią.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.7

Tabela 3.7: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z separacją piaskową cząstek stałych

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Natężenie przepływu	Natężenie przepływu wymagane do zapewnienia oddzielenia tylko piasku wynosi
Wahania natężenia przepływu	Zastrzeżenia dotyczące natężenia przepływu w zależności od rodzaju zbiornika

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową wdrożenia tej techniki jest ochrona położonych dalej jednostek oczyszczania ścieków.

Przykładowe instalacje

Technikę tę stosują niemal wszystkie oczyszczalnie ścieków.

Literatura źródłowa

[251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.3.3 Koagulacja i flokulacja

Opis

Koagulacja i flokulacja następują w kolejnych etapach, które mają na celu przewyciężenie sił stabilizujących zawieszoność cząstek, umożliwiając zderzenie cząstek i wzrost kłaczków.

Koagulacja stanowi pierwszy etap. Ma ona na celu destabilizację ładunku cząstek poprzez zobojętnienie ich elektrycznego ładunku powierzchniowego. Przeprowadza się to dodając do ścieków koagulanty o ładunkach przeciwnych do ładunków zawieszonych cząstek stałych. Pozwala to cząstkom sklejać się w nieco większe cząstki. Powszechnie stosowane substancje koagulujące to ałun, siarczan żelaza (III), chlorek żelaza (III), siarczan żelaza (II), chlorek glinu, chlorek poliglinu i glinian sodu. Pierwsze cztery obniżają zasadowość i pH roztworu, a glinian sodu zwiększa zasadowość i podnosi pH. Polimery (anionowe lub kationowe) są coraz częściej stosowane jako środki wspomagające koagulację wraz z konwencjonalnymi koagulantami nieorganicznymi.

Podczas koagulacji cząstek stałych, do osiągnięcia dobrej koagulacji, potrzebne jest bardzo energiczne, szybkie mieszanie, aby odpowiednio rozproszyć koagulant i pobudzić zderzenia cząstek. Nadmierne mieszanie nie wpływa na koagulację, ale niewystarczające mieszanie sprawi, że ten etap będzie niekompletny. Koagulanty należy dodawać

przy wystarczającym mieszaniu. Właściwy czas kontaktu w komorze szybkiego mieszania wynosi zazwyczaj od jednej do trzech minut. Podczas koagulacji cieczy, nie jest konieczne bardzo energiczne mieszanie, o ile czas kontaktu jest wystarczający, aby zapewnić dobre mieszanie dyspersji. Ponadto w przypadku cieczy można to osiągnąć w linii przepływu, a nie w zbiorniku.

Flokulacja to delikatny etap mieszania, którego celem jest zwiększenie rozmiaru cząstek. Zderzenia cząstek mikroklęczków powodują ich wiązanie z wytworzeniem większych klęczków. Dzieje się to w obecności nieorganicznych (utworzonych przez koagulant) lub dodanych organicznych polimerów. Czasy kontaktu dla flokulacji waha się od 15 lub 20 minut do godziny lub dłuższego czasu.

Po osiągnięciu przez klęczki optymalnej wielkości i wytrzymałości, ścieki można doprowadzić do sedymentacji (patrz sekcja 3.3.2.3.3.4).

Flokulacja wymaga uważnej kontroli szybkości mieszania i ilości energii mieszania. Aby zapobiec rozrywaniu lub ścinaniu klęczków, szybkość mieszania i wkład energii zwykle zmniejsza się, gdy wzrasta rozmiar klęczków. Po rozerwaniu klęczków trudno jest ponownie przekształcić je do optymalnej wielkości i wytrzymałości. Wielkość kontroli operatora możliwa w przypadku flokulacji zależy w dużym stopniu od rodzaju i konstrukcji urządzenia. W przypadku koagulacji cieczy, użycie linii przepływu zamiast zbiornika do przeprowadzenia mieszania również zapobiega rozrywaniu lub ścinaniu klęczków.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Koagulację i flokulację stosuje się do oddzielania zawieszonych ciał stałych od ścieków.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zużycie materiałów pomocniczych (tj. koagulantu) i wykorzystanie energii do mieszania są głównymi efektami przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska związanymi z zastosowaniem tej techniki.

Dane robocze

Skuteczność koagulacji i flokulacji oraz dobór koagulantów zależy od zrozumienia oddziaływania między ładunkiem, wielkością, kształtem i gęstością oddzielanych cząstek. Końcowego wyboru koagulantu(ów) powinno się dokonać po dokładnym teście flokulacyjnym i ocenie w skali technicznej. Należy zwrócić uwagę na wymaganą jakość ścieków, wpływ na wydajność dalszego procesu oczyszczania, koszty, sposób i koszt obróbki i usuwania osadu oraz całkowity koszt netto przy dawce wymaganej do skutecznego oczyszczenia.

Możliwość zastosowania

Technika ma ogólne zastosowanie do ścieków obciążonych zawieszonymi cząstkami stałymi.

Ekonomika

Koszty eksploatacji procesu koagulacji i flokulacji wynikają głównie z zastosowania substancji chemicznych. Wybór substancji chemicznych i wymagana dawka zależą w dużej mierze od ścieków, które mają być poddane oczyszczaniu. Podano, że koszt substancji chemicznych wynosi 0,15-5 EUR za kg (dawka substancji chemicznych mieści się zwykle w zakresie 0,5-100 mg/l). Koszt usuwania osadu wynosi około 500 EUR za tonę suchej masy. Pozostałe koszty eksploatacji obejmują koszty energii, konserwacji i personelu [63, VITO 2010].

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową dla wdrażania tej techniki jest umożliwienie skutecznego osadzania i usuwania ciał stałych w następnym procesie sedymentacji (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4).

Przykładowe instalacje

Sektory, w których stosuje się koagulację/flokulację, obejmują: przemysł chemiczny, przemysł tekstylny, przemysł spożywczy, rzeźnie oraz obróbkę powierzchniową metali.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [63, VITO 2010]

3.3.2.3.3.4 Sedymentacja

Opis

Sedymentacja lub klarowanie oznacza oddzielenie zawieszonych cząstek i pływającego materiału przez osadzanie grawitacyjne. Osadzone cząstki stałe usuwa się z dna jako osad, podczas gdy pływający materiał usuwa się z powierzchni wody. Gdy cząstek nie można oddzielić za pomocą prostych środków grawitacyjnych, np. gdy są za małe i ich gęstość jest zbyt bliska gęstości wody lub tworzą koloidy, dodaje się specjalne substancje chemiczne, aby spowodować osadzanie się ciał stałych, takie jak:

- siarczan glinu (alun);
- siarczan żelaza (III);
- chlorek żelaza (III);
- wapno;
- chlorek poliglinu;
- siarczan (VI) poliglinu;
- kationowe polimery organiczne.

Te substancje chemiczne powodują destabilizację koloidalnych i małych zawieszonych cząstek (np. gliny, krzemionki, żelaza, metali ciężkich, barwników, organicznych ciał stałych i oleju w ściekach) i emulsji wychwytyjących cząstki stałe (koagulacja) i/lub aglomerację tych cząstek w kłaczkę wystarczająco duże, aby uległy osadzeniu (flokulacja). W przypadku flokulacji stosuje się również polimery anionowe i niejonowe.

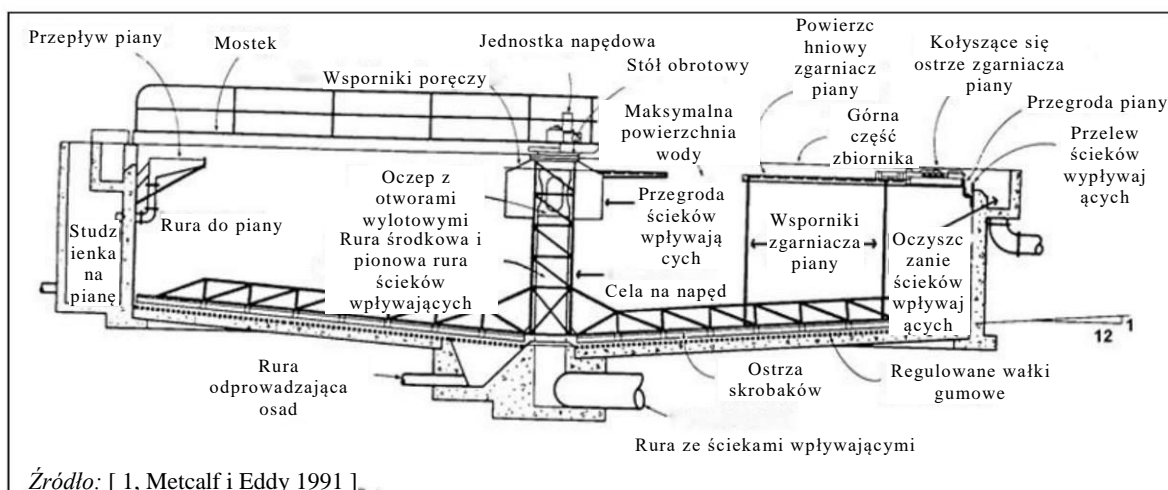
Wpływ koagulacji pokazano jako przykład w Tabeli 3.8. Poziomów usuwania w tej tabeli nie należy jednak mylić z osiągalnymi wynikami techniki oczyszczania.

Tabela 3.8: Usuwanie zanieczyszczeń ściekowych pod wpływem koagulacji

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)
Rtęć nieorganiczna	70
Kadm i jego związki	98
DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis-(p-chlorofenylo)etan)	75-80
HCB (heksachlorobenzen)	59
Aldryna	100
Dieldryna	50
Endryna	43
PCB (polichlorowane bifenylo)	30-40
Związki tributyllocyny	> 90
Trichloroeten	36
Perchloroeten	30
⁽¹⁾ Efektywność redukcji jest indykatywna i zależy od konkretnych warunków eksploatacji (np. pH, rodzaju i dawki użytego koagulantu) oraz od stężenia substancji zanieczyszczającej(ych) w strumieniu zasilającym.	
Źródło: [3, Environment Agency (England and Wales) 1997]	

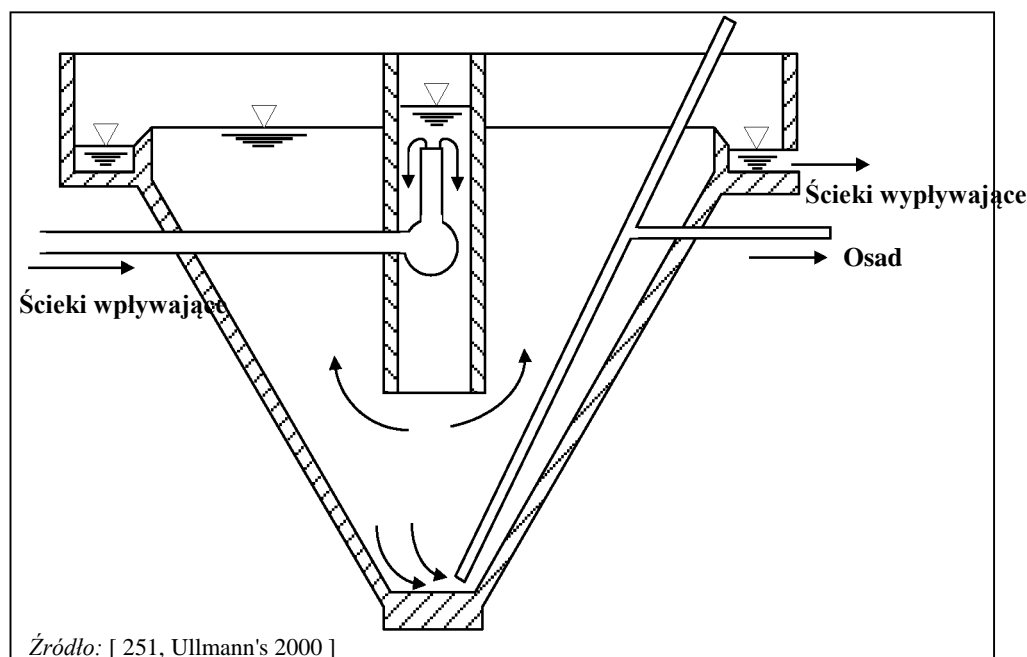
Zazwyczaj eksploatowane sedymentatory (lub osadniki) to:

- zbiorniki sedymentacyjne lub płaskie, prostokątne lub okrągłe, wyposażone w odpowiednie skrobaki i takich rozmiarów, które zapewniają niezbędny czas przebywania wynoszący od około 1,5 godziny do 2,5 godziny (patrz Rysunek 3.14 jako przykład okrągłego zbiornika);



Rysunek 3.14: Okrągły zbiornik osadowy lub odstojnik

- zbiorniki z dnem stożkowym, z przepływem pionowym, zwykle niewyposażone w mechaniczne systemy usuwania osadu (patrz Rysunek 3.15);



Rysunek 3.15: Zbiornik z dnem stożkowym

- osadniki warstwowe lub wielostrumieniowe, w których do powiększenia powierzchni sedymentacji stosuje się płytki (patrz Rysunek 3.16).

Sprzęt do koagulacji i/lub flokulacji instaluje się jako część zbiornika. Potrzebę szybkiego mieszania przy koagulacji spełnia się przez:

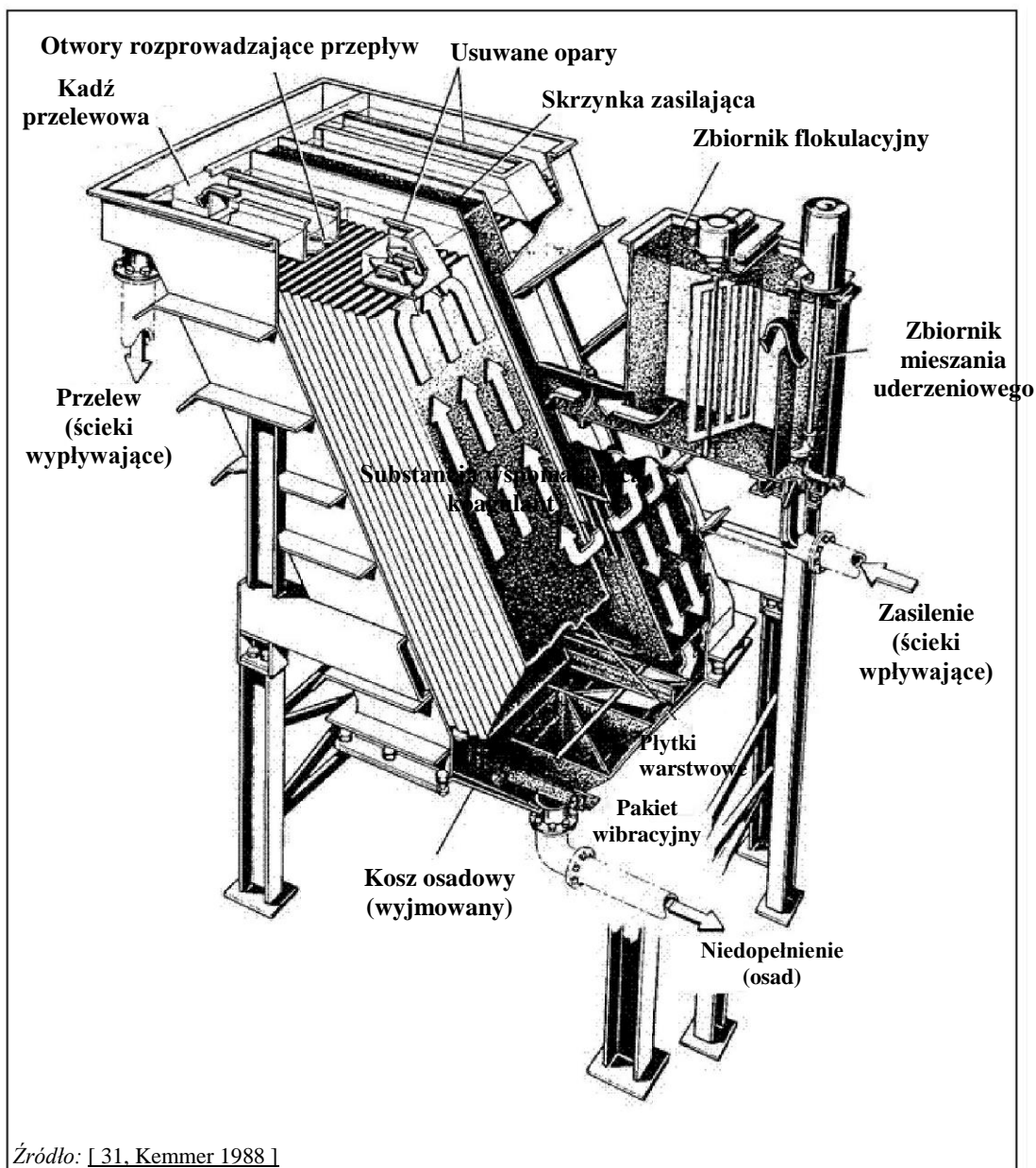
- jednoczesne dawkowanie koagulantów przez wiele punktów wstrzykiwania;
- w stosowanych przypadkach preferencję systemów przepływu tłokowego;
- mieszalnik uderzeniowy lub mieszanie, w którym dodaje się koagulant przy lub przed użyciem mieszalnika uderzeniowego, mieszalniki statyczne lub kryzy.

Rozdział 3

Przy flokulacji dodaje się komorę mieszania. Stosuje się zgarniacze lub wolnoobrotowe mieszalniki, powodujące hydrauliczne mieszanie w płynie podczas przepływu przez zbiornik. Częściowe zawracanie kłaczek z powrotem do flokulatora może skutkować lepszą strukturą kłaczek i optymalną eksploatacją flokulantu.

Aby zapewnić optymalną operację osadzania, zwykle montuje się wcześniej etap separacji oleju lub rozkładu emulsji itd., aby usunąć substancje zakłócające.

Wyposażenie urządzeń do sedymentacji musi być takie, aby nie wprowadzać ścieków do gruntu, przynajmniej wtedy, gdy zbiornik może zawierać substancje niebezpieczne dla wód gruntowych. Urządzenia do przechowywania substancji chemicznych do koagulacji/flokulacji i osadu ściekowego muszą być wyposażone tak, aby pasowały do właściwości osadu.



Rysunek 3.16: Osadnik warstwowo lub wielostrumieniowy

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Gdy sedymentację stosuje się przed kolejnymi etapami oczyszczania, jej celem jest ochrona dalszych obiektów, zatem jej skuteczność usuwania musi być wystarczająco wysoka, aby to osiągnąć. Gdy

stosuje się ją jako końcowe oczyszczanie, jej działanie zależy od właściwości usuwanych cząstek.

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z sedymentacją cząstek stałych podano w Tabeli 3.9

Tabela 3.9: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z sedymentacją cząstek stałych

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/l)	Uwagi
TSS	60-90 ⁽¹⁾	5-35 ⁽²⁾	Po końcowym osadniku w OŚ
Zawiesina opadająca	90-95 ⁽¹⁾	NI	–
Metale ciężkie	NI	NI	W postaci cząstek stałych, patrz Sekcja 3.3.2.3.4.2
⁽¹⁾ [247, COM 2003]. ⁽²⁾ Jako średnia roczna 24-godzinnych próbek złożonych [222, CWW TWG 2013]. Uwaga: NI = Brak informacji.			

TSS może również obejmować substancje organiczne w postaci cząstek stałych, tj. sedymentacja powoduje również obniżenie OWO/ChZT, o ile występuje ona jako nierozpuszczalny materiał stały. Wydajność jej usuwania zależy jednak od udziału stałego OWO w ogólnym OWO.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Osady po sedymentacji i zgarniętą pianę, jeśli nie nadają się do zawrócenia lub ponownego wykorzystania, należy usuwać jako odpady. Zależnie od pochodzenia ścieków, odpady te mogą zawierać niebezpieczne związki, które należy poddać odpowiedniemu oczyszczaniu. Związki te mogą być węglanami, fluorkami, siarczkami lub wodorotlenkami (lub tlenkami) metali ciężkich, olejistą pianą itd., a w pewnych okolicznościach nawet dioksynami.

Źródłem hałasu są pompy, które mogą być zamknięte oraz system usuwania osadu/piany.

Gdy ścieki zawierają substancje zapachowe, konieczne może być zakrycie zbiornika osadowego lub co najmniej jednostki koagulacji lub flokulacji, a także, jeśli to konieczne, odprowadzenie powstających gazów odlotowych do systemu oczyszczania (patrz w szczególności Sekcja 3.5.5.4). Niezbędny sprzęt (kanały i otwory wentylacyjne) prawdopodobnie musi być wyposażony w odpowiedni system bezpieczeństwa, np. ciśnieniowy system przepływu gazowego azotu w celu uniknięcia ryzyka wybuchu.

Materiały eksploatacyjne i ich ilości pod względem wpływu na sedymentację ciał stałych podano w Tabeli 3.10

Tabela 3.10: Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska związane z sedymentacją cząstek stałych

Materiał eksploatacyjny	Ilość
Substancja chemiczna (koagulant/flokulant) ⁽¹⁾	53-93 (kg/t oleju, ciała stałego) ⁽²⁾
	0,5-100 (g/m ³ ścieków) ⁽³⁾
Energia elektryczna (kWh) ⁽⁴⁾	0,5-1,5
Azot dla atmosfery obojętnej	NI
⁽¹⁾ Polimer organiczny. ⁽²⁾ [36, NOREC 2000]. ⁽³⁾ [63, VITO 2010]. ⁽⁴⁾ Dla średnicy zbiornika 25-35 m. Uwaga: NI = Brak informacji.	

Dane robocze

Monitorowanie

Ścieki wypływające należy regularnie monitorować pod kątem zawartości ciał stałych, tj. zawieszonych cząstek stałych, zawiesiny opadającej lub mętności. Gdy substancje chemiczne (na przykład koagulanty, flokulanty) stosuje się w celu poprawy procesu osadzania, należy kontrolować pH jako główny parametr operacyjny.

Możliwość zastosowania

Sedymentacja jest techniką separacji powszechnie stosowaną do wielu celów i zazwyczaj nie jest stosowana sama. Główne przykłady to:

- oczyszczanie zebranej wody deszczowej z zawartości substancji stałych, takich jak piasek lub pył w zbiorniku osadowym;
- oczyszczanie ścieków technologicznych z obojętnych składników, takich jak piasek lub porównywalne cząstki;
- oczyszczanie ścieków technologicznych z materiału reakcji, takiego jak zemulgowane związki metali, polimery i ich monomery, wspomagane przez dodanie odpowiednich substancji chemicznych;
- separacja metali ciężkich lub innych rozpuszczonych związków po strąceniu (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.2), często ze wspomaganiami chemicznymi, a następnie na koniec przez procesy filtracji (patrz Sekcje 3.3.2.3.3.6 i 3.3.2.3.3.7);
- usuwanie osadu czynnego w osadniku pierwotnym lub wtórnym biologicznej OŚ (patrz Sekcja 3.3.3.1), często wspomagane chemicznie.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.11

Tabela 3.11: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z sedymentacją cząstek stałych

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Wielkość cząstek	Cząstki muszą być wystarczająco duże, aby można je było osadzać, w przeciwnym razie należy zastosować substancje chemiczne do koagulacji i/lub
Obecność substancji lotnych	Należy unikać lotnych substancji ze względu na długi czas przebywania w zbiorniku (jak również działanie mieszające, gdy stosuje się koagulację i/lub flokulację), a zatem potencjalne uwalnianie LZO
Stężenie cząstek stałych	Brak ograniczeń, pod warunkiem, że można oddzielić fazę wodną
pH (w przypadku koagulacji/flokulacji)	Kontrolowany zakres pH jest niezbędny podczas eksploatacji, w przeciwnym razie wydajność klarowania jest niska
Emulsje	Stabilnych emulsji nie można rozdzielić/rozbić przez koagulację/flokulację; wymagane jest wcześniejsze rozbitcie emulsji

Zalety i wady podano w Tabeli 3.12

Tabela 3.12: Zalety i wady związane z sedymentacją cząstek stałych

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Prostota instalacji, a przez to brak tendencji do awarii • Wydajność usuwania można zwiększyć przez dodanie substancji chemicznych do koagulacji i/lub flokulacji 	<ul style="list-style-type: none"> • Nie nadaje się do drobnych materiałów i stabilnych emulsji, nawet z koagulantami i flokulantami • Kłaczki może mieć wbudowane inne zanieczyszczenia, które mogą powodować problemy w usuwaniu osadu

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z sedymentacją cząstek stałych podano w Tabeli 3.13

Tabela 3.13: Aspekty ekonomiczne związane z sedymentacją cząstek stałych

Sprzęt	Koszty inwestycyjne (miliony)	Koszty eksploatacji i konserwacji
Zbiornik osadowy	1,2 EUR ⁽¹⁾	NI
	0,2–0,3 EUR/m ³ ⁽²⁾	
	0,25 EUR ⁽³⁾	
Osadnik warstwowy lub wielostrumieniowy	0,15 EUR ⁽⁴⁾	Do 2,5 EUR/m ³ ⁽⁶⁾
	0,02 EUR ⁽⁵⁾	

⁽¹⁾ Na 1 000 m³ objętości zbiornika.
⁽²⁾ Koszt na 1 000 m³ objętości betonowego zbiornika. Koszty mogą być wyższe, jeśli dno zbiornika osadowego jest pochylone [63, VITO 2010].
⁽³⁾ Ostrze skrobaka o średnicy maksymalnie 5 metrów [63, VITO 2010].
⁽⁴⁾ Wydajność 240 m³/h [63, VITO 2010].
⁽⁵⁾ Wydajność 20 m³/h [63, VITO 2010].
⁽⁶⁾ Zastosowanie procesu flokulacji może spowodować wzrost kosztów, ponieważ należy zakupić środki kłaczkujące. W tym przypadku koszt byłby różny w zależności od składu matrycy [216, Viavattene i wsp. 2010].
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Koszty inwestycyjne są ściśle związane z wielkością (powierzchnią) jednostki stosowanej do oczyszczania objętości ścieków. Aspekty ekonomiczne efektu skali są oczywiste. Zbudowanie dużych zbiorników nie jest łatwe w gęsto zaludnionych obszarach miejskich, a koszt ziemi może wpłynąć na całkowity koszt [216, Viavattene i wsp. 2010].

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest ochrona dalszych urządzeń do oczyszczania przy wykorzystywaniu przed oczyszczalnią ścieków oraz przestrzeganie norm prawnych dotyczących zrzutu poprzez usuwanie zawieszonych ciał stałych i związanych z nimi substancji organicznych w przypadku stosowania, jako oczyszczania końcowego.

Przykładowe instalacje

Wiele zakładów w Europie stosuje sedymentację ciał stałych [222, CWW TWG 2013].

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [31, Kemmer 1988] [36, NOREC 2000] [63, VITO 2010] [216, Viavattene i wsp. 2010] [222, CWW TWG 2013] [247, COM 2003] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.3.5 Flotacja

Opis

Flotacja jest procesem, w którym stałe lub ciekłe cząstki lub zanieczyszczenia oddziela się od fazy ścieków poprzez przyłączenie do drobnych pęcherzyków gazu, zwykle powietrza (w przemyśle naftowym powszechnie stosuje się azot lub paliwo gazowe). Pływające cząstki gromadzą się na powierzchni wody i są zbierane za pomocą zgarniaczy piany [1, Metcalf i Eddy 1991].

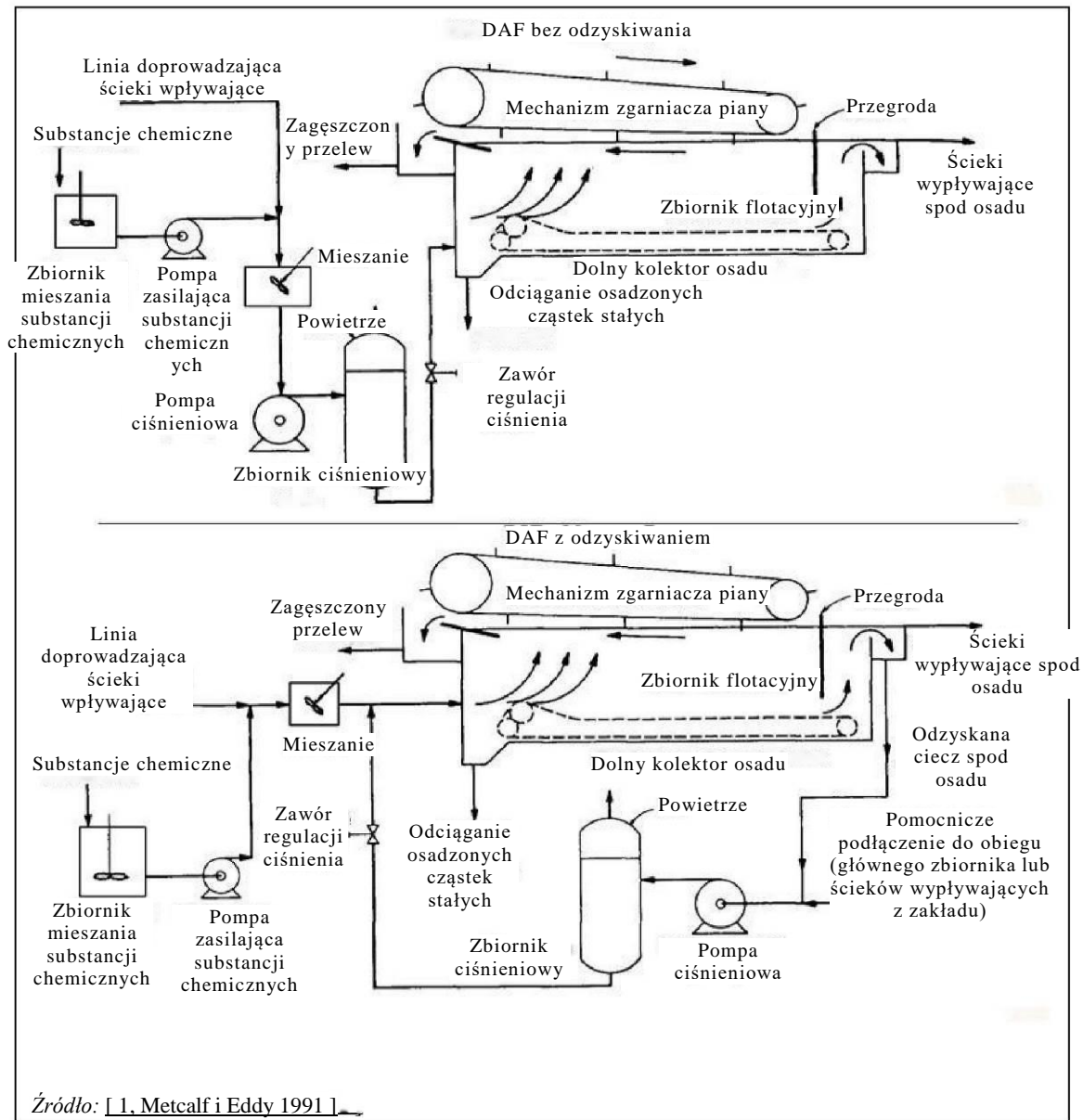
Do wspomagania procesu flotacji powszechnie stosowane są dodatki kłaczkujące, takie jak sole glinu i żelaza (III), aktywowane krzemionki i różne organiczne polimery. Ich funkcją, oprócz koagulacji i flokulacji, jest stworzenie powierzchni lub struktury zdolnej do wchłonięcia lub uwięzienia pęcherzyków gazu.

Istnieją trzy metody flotacji, wyróżniające się sposobem, w jaki dodaje się gaz (zwykle powietrze):

- flotacja próżniowa, w której gaz rozpuszcza się pod ciśnieniem atmosferycznym, po czym następuje spadek ciśnienia, aby umożliwić tworzenie się pęcherzyków;
- indukowana flotacja gazowa (IGF)/indukowana flotacja powietrzna (IAF), w których drobne pęcherzyki są wciągane do ścieków za pomocą urządzenia indukcyjnego, takiego jak zwężka Venturiego lub kryza dławiąca;
- flotacja rozpuszczonym gazem (DGF)/flotacja rozpuszczonym powietrzem (DAF), w której sprężony gaz (np. powietrze 0,4–0,8 MPa lub 1,0–1,2 MPa dla związków glinu) rozpuszcza się w ściekach lub części całkowitej ilości ścieków, a następnie uwalnia z wytworzeniem małych pęcherzyków.

Typowe urządzenie DAF przedstawiona na Rysunku 3.17.

W zależności od zawartości ścieków może być konieczne zakrycie basenu flotacyjnego i odprowadzenie wywiewanego powietrza do urządzenia ograniczającego emisję gazu. Urządzenia są niezbędne do przechowywania substancji chemicznych do flokulacji/koagulacji i zgarniętego materiału.



Rysunek 3.17: Flotacja rozpuszczonego powietrza z recyrkulacją i bez recyrkulacji

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Flotację stosuje się do usuwania zawieszonych ciał stałych, olejów i tłuszczów oraz ChZT. Związki organiczne usuwa się pod warunkiem, że są obecne w postaci stałej lub zawiesiny kroplek.

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z flotacją przedstawiono w Tabeli 3.14

Tabela 3.14: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z flotacją

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/l)	Uwagi
TSS	90-98		Patrz Rysunek 3.18
	85-96 ⁽¹⁾	5-30 ⁽²⁾	-
Olej (zarówno dla IGF/IAF i DGF/DAF)	NI	5-15 ⁽³⁾	W zależności od skuteczności substancji chemicznych stosowanych do wspomagania flotacji, a także stężenia oleju w doprowadzanych ściekach
	NI	2-10 ⁽⁴⁾	Produkcja chemiczna po kilku separatorach API

⁽¹⁾ [96, Neumann i wsp. 1999].
⁽²⁾ Jako średnia roczna 24-godzinnych próbek złożonych [222, CWW TWG 2013].
⁽³⁾ [227, CWW TWG 2009].
⁽⁴⁾ [33, ETBPP 1997].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Oddzielony materiał, jeśli nie nadaje się do odzysku, usuwa się jako odpad. Ilość zależy od usuwanego materiału oraz ilości substancji chemicznych do koagulacji i flokulacji. Mogą one różnić się w zależności od odpowiednich zastosowań flotacji.

Materiały eksploatacyjne i ilości do oczyszczania podano w Tabeli 3.15

Tabela 3.15: Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska związane z flotacją

Materiał eksploatacyjny	Oczyszczanie DAF osadu czynnego
Sprężone powietrze ⁽¹⁾	0,53-0,55
Dawka flokulantu	mg/l ⁽²⁾
	kg/t ⁽³⁾
Energia (kWh/1 000 m ³)	20,6

⁽¹⁾ Względem wody pod ciśnieniem (m³/m³).
⁽²⁾ Stężenie flokulantu w ściekach.
⁽³⁾ Ilość flokulantu w stosunku do masy zawieszonych ciał stałych w ściekach.
Źródło: [96, Neumann i wsp. 1999]

Źródłem hałasu są pompy, mieszalnik i sprężarka, które muszą być wyposażone w odpowiednie środki ograniczające hałas.

Uwalnianiu zapachowych lub innych lotnych substancji, jeżeli można się tego spodziewać, można zapobiec, zakrywając zbiornik lub pracując w zamkniętym zbiorniku i kierując wywiewane powietrze do systemu redukcji gazów (patrz Sekcja 3.5.5.4). Modernizacja istniejących jednostek DAF przez dodanie osłon jest bardzo trudne, jeśli nie są one przeznaczone do zakrycia. Aby zmniejszyć emisję zanieczyszczeń, w wielu przypadkach wymagana jest wymiana jednostki DAF.

Dane robocze

Monitorowanie

Aby zapewnić niezawodne działanie w zakresie monitorowania, mętność lub parametry takie jak ChZT/OWO (jeśli zanieczyszczenie węglowodorami w ściekach wypływających jest małe) ścieków wypływających należy monitorować pod kątem zakłóceń. Wszelkie nadmierne pienienie należy wykrywać w odpowiednim czasie (w celu skutecznego oddzielenia pożądanego jest pewne pienienie). Wykrywanie ChZT/OWO i TSS w ściekach wypływających jest obowiązkowe.

Możliwość zastosowania

Flotację stosuje się, gdy sedymentacja nie jest odpowiednia, np. gdy:

- cząstki mają słabą charakterystykę osiadania (w przypadku słabego wskaźnika objętości osadu (SVI), jednak nie ma przewagi nad sedymentacją);
- różnica gęstości pomiędzy zawieszonymi cząstkami i ściekami jest zbyt mała;
- w rzeczywistym obiekcie obowiązuje ograniczenie przestrzeni;
- należy usunąć oleje i tłuszcze.

Przykłady, gdzie i kiedy można stosować flotację obejmują:

- zakłady petrochemiczne jako kolejne oczyszczanie po separacji oleju i przed biologiczną OŚ;
- usuwanie barwników i pigmentów z odpowiednich ścieków produkcyjnych;
- odzyskiwanie produktu lub surowca, np. toluenu z emulsji toluen/woda [251, Ullmann's 2000], halogenków srebra z produkcji odczynników chemicznych do fotografii, butylotyonu lub polisilanu ze strumieni ścieków;
- oddzielanie metali ciężkich od ścieków;
- oddzielenie osadu czynnego od biologicznego oczyszczania ścieków, po ostatecznym oczyszczeniu [10, Rosenwinkel i wsp. 1999] lub zamiast niego;
- zagęszczanie osadu czynnego z biologicznej OŚ.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.16

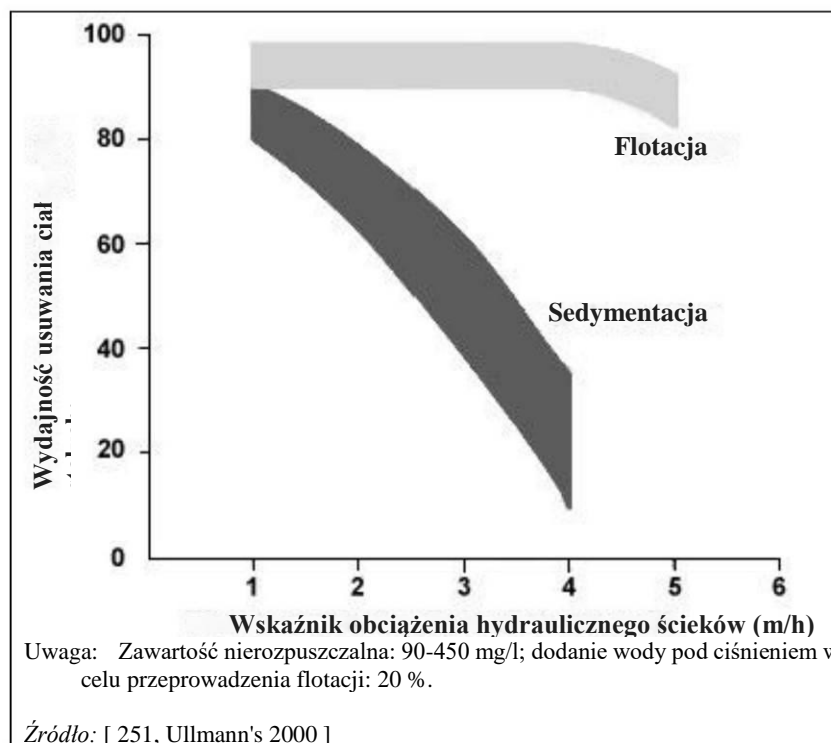
Tabela 3.16: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z flotacją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Obecność substancji	Należy wykluczyć pieniące się detergenty
Olej	Pomimo dużej wydajności w usuwaniu wolnego oleju ze ścieków, nie można stosować do wolnego oleju brutto

Zalety i wady podano w Tabeli 3.17

Tabela 3.17: Zalety i wady związane z flotacją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">• Mniejsze objętości, a tym samym niższe koszty inwestycji, niż w przypadku sedymentacji• W odniesieniu do usuwania ciał stałych, efektywność redukcji, na którą nie ma wpływu zmiana natężenia przepływu, a zatem lepsza od sedymentacji, patrz Rysunek 3.18• Możliwe odzyskiwanie materiału• Wysoka skuteczność separacji, wyższa zawartość suchej masy niż w przypadku sedymentacji	<ul style="list-style-type: none">• Możliwe jest zatkanie zaworów• Wysoki potencjał uwalniania odorów; w przypadku problemów z nieprzyjemnym odorem może być wymagana pokrywa, chyba że istnieją skuteczne alternatywy (np. adsorbent odorów)• Wyższe koszty eksploatacji niż w przypadku sedymentacji



Rysunek 3.18: Porównanie wydajności rozdzielania metodą DAF do sedimentacji

Ekonomika

Koszty jednostki do flotacji różnią się znacznie w zależności od celu (Tabela 3.18).

Tabela 3.18: Aspekty ekonomiczne związane z flotacją powietrzem

	Natężenie przepływu	Koszty inwestycyjne (w milionach)	Roczne koszty eksploatacji (w tysiącach)
DAF/osad czynny	1200 m ³ /h	5,0 DEM (2,5 EUR) ⁽¹⁾	800 DEM (410 EUR) ⁽²⁾
DAF/jako zdecentralizowane oczyszczanie końcowe ⁽³⁾	50 m ³ /h	NI	4500 DEM (2300 EUR) ⁽⁴⁾
System DAF 3 ⁽⁵⁾	30 m ³ /dzień	0,074 EUR	NI
System DAF 4 ⁽⁶⁾	70 m ³ /h	0,11 EUR	

⁽¹⁾ Koszty inwestycyjne obejmują projekt techniczny, prace inżynierskie i przygotowanie terenu.. Flotację rozpoczęto w 1997 r. [96, Neumann i wsp. 1999]. Średni kurs wymiany walut na 1997 r.: EUR/DEM = 1,962.

⁽²⁾ Roczne koszty eksploatacji w 1998 r. [96, Neumann i wsp. 1999]. Średni kurs wymiany walut na 1998 r.: EUR/DEM = 1,972.

⁽³⁾ Całkowite koszty eksploatacji, w tym substancji chemicznych do neutralizacji, strącania i flokulacji, odwadniania flotatu, spalania osadów [251, Ullmann's 2000].

⁽⁴⁾ Stały kurs wymiany walut od stycznia 1999 r.: EUR/DEM = 1,956.

⁽⁵⁾ Koszty inwestycyjne w wysokości 0,075 milionów EUR (od 2008 r.) obejmują system DAF z urządzeniem do pomiaru dawki, sprzęt do pomiaru i regulacji, zbiornik na szlam i sprzęt kontrolny [63, VITO 2010].

⁽⁶⁾ Koszty inwestycyjne w wysokości 0,1 miliona EUR (od 2007 r.) obejmują system DAF z flokulatorem, jednostką produkcyjną polielektrolitu, jednostką dozującą i pompą szlamową [63, VITO 2010].

Uwaga: NI = Brak informacji.

Orientacyjne koszty inwestycyjne i eksploatacyjne dla instalacji DAF podano w Tabeli 3.19 w odniesieniu do natężenia przepływu. Choć wartości te nie są bardzo zbliżone do wartości rzeczywistych, szacują one stopień wzrostu kosztów ze wzrostem wielkości instalacji.

Tabela 3.19: Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne związane z flotacją powietrzem

Natężenie przepływu (m ³ /h)	Koszty inwestycyjne (w milionach) ⁽¹⁾	Roczne koszty eksploatacji (w tysiącach) ⁽¹⁾
10	0,1 GBP (0,12 EUR)	10 GBP (12 EUR)
100	0,1 GBP (0,12 EUR)	20-30 GBP (24-37 EUR)
1000	0,5 GBP (0,61 EUR)	50-80 GBP (61-98 EUR)
10000	1,0 GBP (1,2 EUR)	500-800 GBP (610-980 EUR)

⁽¹⁾ Średni kurs wymiany walut na 1996 r.: EUR/GBP = 0,8188.
Źródło: [32, ETBPP 1996]

W porównaniu z sedymentacją, flotacja oferuje w wielu przypadkach znaczne korzyści, nie tylko przy oczyszczaniu wody i odzyskiwaniu cennych materiałów, ale także przy oddzielaniu i zagęszczaniu osadów. Z reguły prowadzi to do większej zawartości suchej masy w otrzymanym koncentracie. Ze względu na wyższe wskaźniki obciążenia hydraulicznego i krótsze czasy przebywania wymagane są również mniejsze objętości aparatów. To z kolei generalnie oznacza niższe koszty inwestycyjne, aczkolwiek kosztem wyższych kosztów eksploatacji. Porównanie może dać wymaganą przestrzeń dla sedymentacji 50 razy większą niż dla flotacji. Z drugiej strony, koszty energii dla flokulacji/flotacji mogą być około 50 razy wyższe niż w przypadku flokulacji/sedymentacji. W porównaniu do sedymentacji flotacja zapewnia lepsze możliwości kontroli i dostosowania do zmiennych warunków eksploatacji, chociaż wykorzystanie tych możliwości wymaga dostępności lepiej wyszkolonego personelu [251, Ullmann's 2000].

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową dla wdrożenia jest usunięcie zawieszonych ciał stałych, olejów i tłuszczów oraz zanieczyszczeń organicznych ze ścieków.

Przykładowe instalacje

Sektory, w których wykorzystywana jest flotacja, obejmują przemysł chemiczny [222, CWW TWG 2013], przemysł spożywczy, czyszczenie zbiorników i rafinerie.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [10, Rosenwinkel i wsp. 1999] [32, ETBPP 1996] [33, ETBPP 1997] [36, NOREC 2000] [63, VITO 2010] [96, Neumann i wsp. 1999] [222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.3.6 Filtracja

Opis

Filtracja opisuje oddzielanie ciał stałych od ścieków przepływających przez porowaty ośrodek. Technikę tę rzadko stosuje się jako niezależne oczyszczanie i zazwyczaj łączy się ją z sedymentacją cząstek stałych (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4) lub flotacją (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.5). Filtry zwykle wymagają operacji czyszczenia, tj. płukania zwrotnego, przy wstecznym przepływie świeżej wody i zwracaniu nagromadzonego materiału do zbiornika osadowego (Sekcja 3.3.2.3.3.4).

Powszechnie stosowane rodzaje filtrów obejmują:

- **filtr z ośrodkiem ziarnistym lub filtr piaskowy**, który jest powszechnie stosowany jako urządzenie do oczyszczania ścieków (ośrodkiem filtrów piaskowych nie musi być dosłownie piasek), stosowany głównie przy małej zawartości substancji stałych;;
- grawitacyjny **filtr bębnowy**, stosowany do oczyszczania ścieków i usuwania kłaczków osadu czynnego, jego wydajność zależy od tkaniny sita;
- **obrotowy filtr próżniowy**, dobrze dostosowany do filtracji wstępnej warstwy, który jest stosowany do odwadniania osadu i deemuulsyfikacji zrzutu;
- **filtr membranowy** (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.7);

- **taśmową prasę filtracyjną**, której głównie używa się do odwadniania osadu, ale także do operacji rozdzielania cieczy/ciała stałego (patrz Sekcja 3.4.2.2);
- **prasę filtracyjną**, której zwykle używa się do odwadniania osadów (patrz Sekcja 3.4.2.2), ale również do operacji na cieczach/substancjach stałych, odpowiednią dla dużej zawartości substancji stałych.

Filtry piaskowe składają się ze złoża filtracyjnego z ośrodkiem ziarnistym z przepływem skierowanym do dołu lub do góry. Złoże filtracyjne może być jedno- lub wieloośrodkowe. Operacja może być półciągła (gdy filtracja i płukanie zwrotne odbywają się sekwencyjnie) lub ciągła (gdy filtracja i płukanie zwrotne odbywają się jednocześnie). Główne różnice między dwoma trybami pracy są następujące:

- półciągłe filtry piaskowe działają aż do zniknięcia zmętnienia, gdy zawartość substancji stałych w ściekach wypływających zaczyna się zwiększać lub do ograniczającego spadku ciśnienia;
- w przypadku filtrów piaskowych pracujących w sposób ciągły nie występuje zniknięcie zmętnienia ani końcowy spadek ciśnienia.

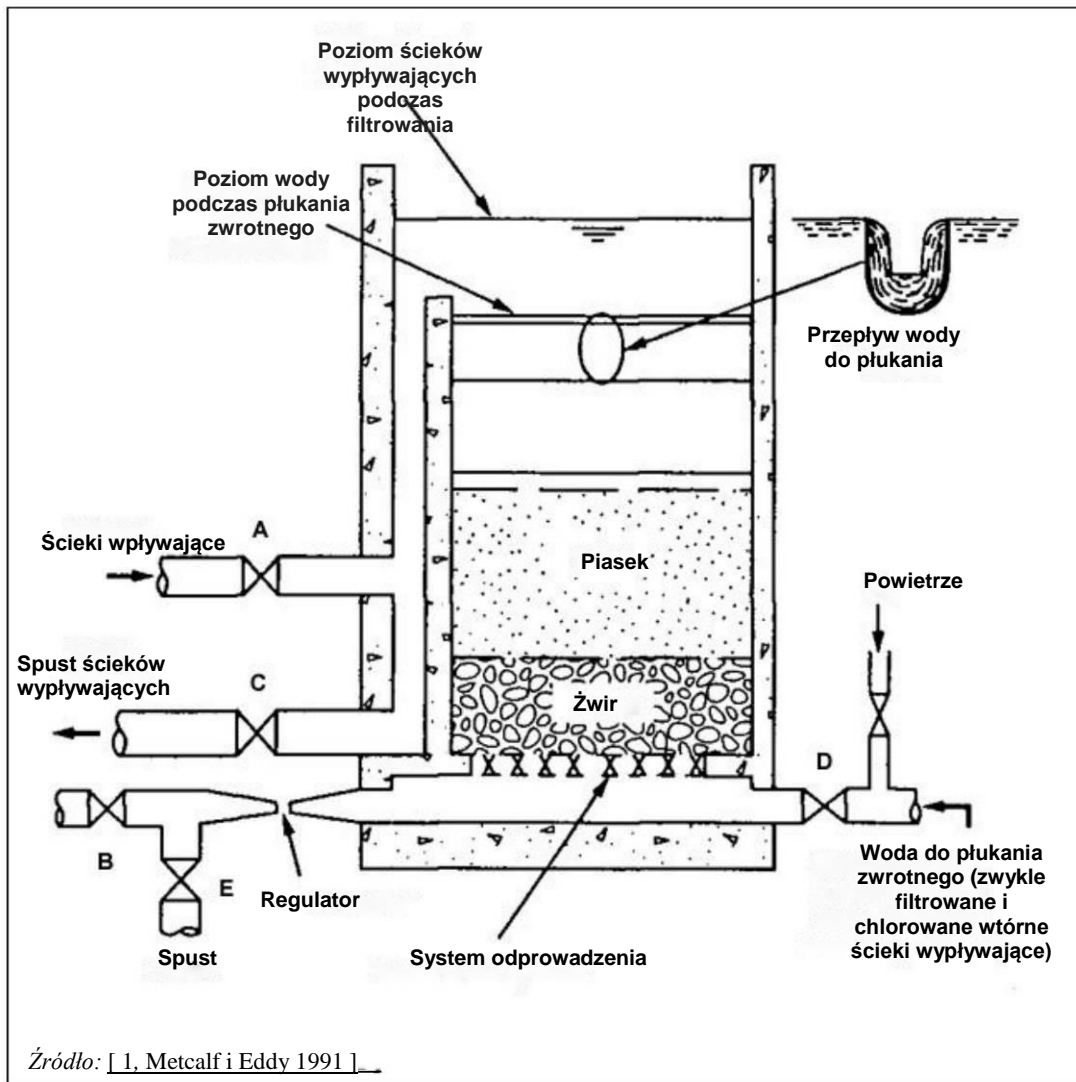
Filtry piaskowe działają przy pomocy siły grawitacji lub przyłożonej siły nacisku. W Rysunek 3.19 podano przykłady klasycznego wieloośrodkowego filtra piaskowego z grawitacyjnym przepływem w dół, a w Rysunek 3.20 dla filtra ciśnieniowego.

Filtry bębnowe składają się z walca, na którym owinięta jest powierzchnia filtracyjna. Eksploatuje się je jako grawitacyjny filtr bębnowy, który można ładować od wewnątrz lub od zewnątrz lub jako obrotowy filtr próżniowy z częścią wewnętrzną lub zewnętrzną bębna zamkniętą i połączoną z pompą próżniową. Osad filtracyjny usuwa się z bębna różnymi sposobami. Przykład obrotowego filtra próżniowego podano na Rysunku 3.21.

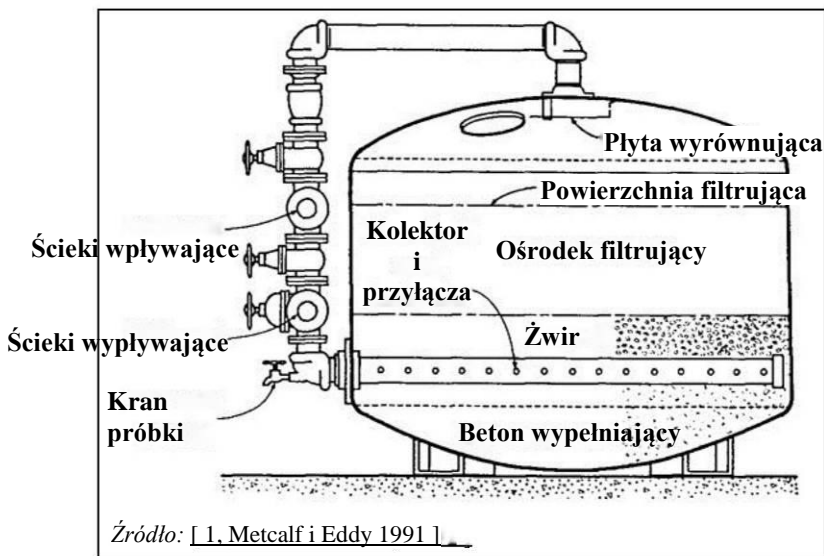
Taśmowe prasy filtracyjne i prasy filtracyjne jako typowe urządzenia do odwadniania osadów opisano w Sekcji 3.4.2.2.

Ośrodki filtracyjne można scharakteryzować według kryteriów, takich jak [253, Ullmann's 2009]:

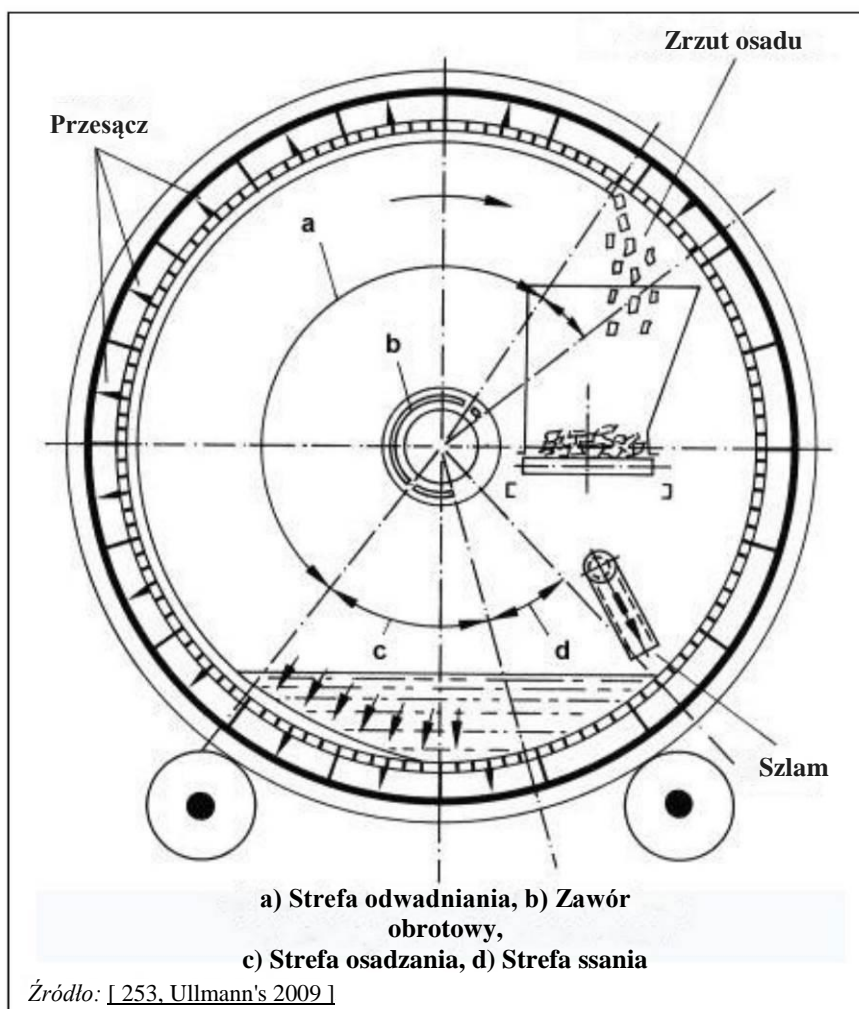
- wielkość przekroju, tj. rozmiar cząstek, które mogą przechodzić przez ośrodek filtrujący;
- przepuszczalność; wysoka przepuszczalność charakteryzuje się niskim spadkiem ciśnienia;
- stabilność chemiczna w stosunku do przesącza;
- tendencja do blokowania, szczególnie w przypadku tkanin w filtracji osadu;
- wytrzymałość mechaniczna w stosunku do obciążeń spowodowanych wstrząsem wstecznym lub ruchem tkanin filtracyjnych;
- gładka powierzchnia ułatwiająca usuwanie osadu.



Rysunek 3.19: Tradycyjny filtr piaskowy z wieloma złożami i przepływie grawitacyjnym



Rysunek 3.20: Filtr ciśnieniowy



Rysunek 3.21: Obrotowy filtr próżniowy

Zawiesiny utworzone ze względnie drobnych, miękkich lub ściśliwych ciał stałych często wypełniają lub blokują ośrodek filtrujący, o ile temu blokowaniu nie zapobiegają środki wspomagające filtrację, to jest obojętny, łatwo ulegający filtrowaniu materiał granulowany. Te środki wspomagające filtrację tworzą warstwę, która jest przepuszczalna dla przesączu i jednocześnie spełnia funkcje luźnego osadu filtracyjnego. Zatrzymane cząstki osadzają się na środku wspomagającym filtrację. Przykładami środków wspomagających filtrację są ziemia krzemkowa, perlity, sproszkowane szkło, ziemia Fullera, preparaty węglowe, włókna celulozowe, masa drzewna, masa papiernicza, wytłoczyny, talk i tworzywa sztuczne [253, Ullmann's 2009].

Środki filtrujące są stosowane w powlekanii wstępnym, to znaczy warstwę środka wspomagającego filtrację osadza się na ośrodku filtrującym przed rozpoczęciem filtracji. Podczas filtracji dodaje się je w sposób ciągły do zawiesiny, aby utrzymać stosunek wymagany do właściwej i wydajnej filtracji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Korzyści dla środowiska, które można osiągnąć dzięki zastosowaniu filtracji, podano w Tabeli 3.20

Tabela 3.20: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtracją

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji	Poziom emisji (mg/l)	Uwagi
TSS	NI	< 10 mg/l ⁽¹⁾	Kłaczek osadu czynnego
	50-99,99 ⁽²⁾	NI	Filtr piaskowy, zależny od środków wspomagających filtrację

⁽¹⁾ [247, COM 2003]

⁽²⁾ [63, VITO 2010].

Uwaga: NI = Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Podczas stosowania filtra ziarnistego, np. filtra piaskowego, materiał z płukania zwrotnego jest zwykle zwracany do procesu, z którego pochodzi, np. do zbiornika osadowego lub do basenu z osadem czynnym w biologicznej OŚ. Pozostałości z innych rodzajów filtrów (filtr bębnowy, prasa filtracyjna itd.) można odzyskać lub należy je usunąć jako odpad lub w celu poddania dalszemu oczyszczaniu.

Filtracja piaskowa, jako przykład filtracji wgłębnej, pociąga za sobą mniej częste płukanie zwrotne niż filtracja osadu (np. filtracja taśmowa lub bębnowa), a zatem mniejsze zapotrzebowanie na wodę do płukania zwrotnego. Z tego powodu filtrację osadu w oczyszczaniu ścieków stosuje się tylko w wyjątkowych przypadkach (patrz przykłady powyżej w niniejszym rozdziale) [253, Ullmann's 2009].

Tabela 3.21 przedstawia materiały eksploatacyjne do techniki filtracji.

Tabela 3.21: Materiały eksploatacyjne związane z filtracją

Materiał eksploatacyjny	Filtr piaskowy	Filtr bębnowy
Woda do płukania zwrotnego	W przypadku usuwania zaolejonej wody, woda do płukania zwrotnego stanowi zazwyczaj 4-7 % następnie oczyszczonej objętości przepływu	NI
Woda do generowania próżni	NI	NI
Środki wspomagające filtrację	NI	NI
Energia (kWh/1 000 m ³)	NI	NI
Spadek ciśnienia	NI	NI
Uwaga: NI = Brak informacji.		

Sprzęt operacyjny może być znaczącym źródłem hałasu, który można kontrolować, zamykając jego główne źródła.

W przypadku uwolnienia substancji zapachowych mogą być konieczne zamknięte urządzenia (patrz Sekcja 3.5.5.4). Filtry ciśnieniowe i prasy filtrujące umieszcza się w zamkniętych zbiornikach, a wywiewane powietrze przechodzi przez kanał do systemu redukcji gazów.

Dane robocze

Monitorowanie

Aby zapewnić niezawodne działanie, mętność przefiltrowanych ścieków wypływających należy monitorować, aby rozpoznawać zakłócenia lub przebicie przy stosowaniu półciągnego filtra piaskowego. Należy rejestrować spadek ciśnienia wskazujący na zatykanie i blokowanie.

Możliwość zastosowania

W oczyszczaniu ścieków filtrację często stosuje się jako końcowy etap separacji po procesach sedymentacji (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4) lub flotacji (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.5), jeśli pożądane są niskie poziomy emisji cząstek stałych, w przypadkach takich jak:

- separacja kłaczków, wodorotlenków metali ciężkich itd. po sedymentacji, aby sprostać wymaganiom w zakresie odprowadzania;
- usuwanie osadu czynnego po centralnej biologicznej OŚ, wraz z sedymentacją, w celu poprawy jakości biologicznie oczyszczonych ścieków wypływających;
- odwadnianie szlamu, flotatu itd.;
- odzyskiwanie wolnego oleju, z obrotowymi filtrami bębnowymi i wspomaganie dodatkiem polimerowym.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.22

Tabela 3.22: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtracją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Koloidy, emulsje	Nie można ich oddzielić bez dodatkowego oczyszczania chemicznego
Drobno rozproszone lub śluzowate ciała stałe	Mogą zablokować ośrodek filtrujący, jeśli nie stosuje się środków wspomagających filtrację

Zalety i wady podano w Tabeli 3.23

Tabela 3.23: Zalety i wady związane z filtracją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Wysoka wydajność separacji W pewnych okolicznościach można usunąć zanieczyszczenia inne niż zawieszone cząstki stałe takie, jak oleje Działanie w szerokim zakresie warunków 	<ul style="list-style-type: none"> W przypadku filtrów piaskowych półciąglych możliwe są procesy zatykania i zanieczyszczenia Przebiecie może powodować dodatkowe zanieczyszczenie ścieków wypływających

Ekonomika

Filtracja jest stosunkowo niedrogą prostą opcją oczyszczania, zwykle stosowaną do uzupełnienia innego, bardziej złożonego procesu. Koszty inwestycyjne związane są z ilością oczyszczanej wody. Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne dla prostego systemu filtracji podano w Tabeli 3.24

Tabela 3.24: Aspekty ekonomiczne związane z filtracją

System filtracji	Koszty inwestycyjne	Koszty eksploatacji i konserwacji
Prosty system filtracji ⁽¹⁾	EUR < 0,1 na m ³	Około 0,01 EUR na m ³
Przemysłowy system ciągłej filtracji piaskowej	50000 EUR	NI

⁽¹⁾ [216, Viavattene i wsp. 2010].
⁽²⁾ Natężenie przepływu 50 m³/h [63, VITO 2010].
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest zmniejszenie ilości zawieszonych cząstek stałych w końcowych ściekach wypływających oraz spełnienie wymogów prawnych dotyczących zrzutów. Jeśli do oczyszczania osadów wykorzystuje się filtrację, siłą napędową dla wdrożenia jest zmniejszenie zawartości wody, a następnie objętości wytwarzanego szlamu.

Przykładowe instalacje

Sektory, w których stosuje się filtrację piaskową, obejmują: przemysł chemiczny, rafinerie, myjnie samochodowe, przemysł spożywczy, rzeźnie oraz obróbkę powierzchniową metali.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [63, VITO 2010] [216, Viavattene i wsp. 2010] [247, COM 2003] [253, Ullmann's 2009]

3.3.2.3.3.7 Mikrofiltracja i ultrafiltracja

Opis

Mikrofiltracja (MF) i ultrafiltracja (UF) to procesy membranowe, które zatrzymują pewne substancje zawarte w ściekach po jednej stronie membrany. Ciecz, która przenika przez membranę jest nazywana przesączem. Zatrzymaną ciecz nazywa się koncentratem. Siłą napędową procesu jest różnica ciśnienia po obu stronach membrany. Obie metody są szczególnymi i skomplikowanymi technikami filtracji, wspomnianymi już w poprzedniej Sekcji 3.3.2.3.3.6.

Membrany stosowane do MF i UF są membranami typu „porów”, które działają jak sita. Rozpuszczalnik i cząstki o wielkości cząsteczkowej mogą przechodzić przez pory, podczas gdy zawieszone cząstki, cząstki koloidalne, bakterie, wirusy, a nawet większe makrocząsteczki są zatrzymywane.

Typowe cechy przedstawiono w Tabeli 3.25

Tabela 3.25: Charakterystyka mikrofiltracji (MF) i ultrafiltracji (UF)

Parametr	Mikrofiltracja	Ultrafiltracja
Średnica porów (μm) ⁽¹⁾	0,1-1	0,001-0,1
Ciśnienie robocze (MPa) ⁽²⁾	0,02-0,5	0,2-1
Wielkość przekroju (nm)	> 100, w tym bakterie	10-100, w tym makrocząsteczki, wirusy, cząstki koloidalne 1000-100000 g/mol dla roztworów
Przepływ przesączu ($\text{l}/(\text{m}^2\text{h})$)	50-1000	< 100
Natężenie przepływu krzyżowego	2-6	1-6
Rodzaj membrany ⁽³⁾	Polimerowa lub ceramiczna asymetryczna	Polimerowa lub ceramiczna asymetryczna
Układ membrany ⁽³⁾	Puste włókno, rurkowe	Puste włókno, rurkowe
⁽¹⁾ [3, Environment Agency (England and Wales) 1997]. ⁽²⁾ [254, Ullmann's 2009]. ⁽³⁾ [33, ETBPP 1997].		

Membrany do MF i UF są dostępne w różnych materiałach i układach. Optymalna modyfikacja dla konkretnego zastosowania będzie zależeć od rodzaju ścieków, ponieważ różne materiały mają różną odporność na rozpuszczone substancje. Materiały membranowe dla MF obejmują włókno szklane, poliwęglan, fluorek poliwinylidenu, octan celulozy i poliamid.

Materiałami odpowiednimi do UF są zwykle polimery organiczne, np. octan celulozy, poliamid, poliimid, poliwęglan, polichlorek winylu, polisulfon, polieterosulfon, poliactal, kopolimery akrylonitrylu i chlorku winylu, kompleksy polielektrolitów, usieciowany alkohol poliwinylowy lub poliakrylany.

Membrany z fluorku poliwinylidenu mają tę zaletę, że można je czyścić silnymi kwasami, sodą kaustyczną i wybielaczami.

Proces filtra membranowego zwykle przebiega w przepływie krzyżowym, tj. strumień przesączu jest kierowany prostopadle do strumienia zasilającego. Zanieczyszczenia pozostają w strumieniu zasilającym, który, zmniejszając swoją objętość, opuszcza układ membranowy jako skoncentrowany strumień odpadów.

Powinny być dostępne urządzenia do przechowywania koncentratu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji TSS związana z mikrofiltracją i ultrafiltracją wynosi ogólnie > 99% [63, VITO 2010].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Oczyszczanie membranowe powoduje powstanie pozostałości (koncentratu), w przybliżeniu 10% pierwotnej objętości strumienia zasilającego, w którym docelowe substancje są obecne na poziomach około 10-krotności ich stężenia w pierwotnym strumieniu zasilającym. Należy ocenić, czy pozostałości te można usunąć.

W przypadku zawieszonych substancji organicznych wzrost stężenia może poprawić warunki kolejnych procesów niszczenia oksydacyjnego. W przypadku zawieszonych substancji nieorganicznych etap zateżnienia można stosować jako część procesu odzyskiwania. W obu przypadkach przesączoną wodę z procesu membranowego można potencjalnie ponownie wykorzystać lub odzyskać w procesie przemysłowym, zmniejszając w ten sposób dopływ wody i zrzut.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.26

Tabela 3.26: Materiały eksploatacyjne związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją

Materiały eksploatacyjne	MF	UF
Materiał membrany	NI	NI
Substancje chemiczne (przeciw osadzaniu się kamienia, przeciwporostowe, do płukania zwrotnego itd.)	NI	NI
Energia (kWh) (³)	2-20 (*)	1-10 (¹)
Spadek ciśnienia	Patrz Tabela 3.25	Patrz Tabela 3.25
<p>(¹) Wydaje się raczej zaskakujące, że MF, proces o najniższym spadku ciśnienia, zużywa więcej energii niż procesy z wysokimi spadkami ciśnienia. Powodem jest występowanie polaryzacji stężeniowej i zanieczyszczenia. W MF i w mniejszym stopniu w UF zjawisko to jest bardzo poważne i powoduje drastyczny spadek przepływu strumienia [88, Mulder 1994].</p> <p>Uwaga: NI = Brak informacji.</p>		

Zużycie energii jest bezpośrednio związane z wymaganiami przepływu krzyżowego i ciśnienia. Na ogół wiąże się to z utrzymywaniem minimalnej prędkości około 2 m/s na powierzchni membrany.

Źródłem hałasu jest sprzęt pompujący, który można zamknąć.

Dane robocze**Monitorowanie**

Aby zapewnić niezawodne działanie, należy stale monitorować różnicę ciśnienia na membranie.

Możliwość zastosowania

Filtrację membranową (MF i UF) stosuje się wówczas, gdy do dalszych instalacji, np. odwróconej osmozy pożądane są ścieki niezawierające cząstek stałych lub całkowite usunięcie niebezpiecznych zanieczyszczeń. Wybór między MF a UF zależy od wielkości cząstek.

Typowe zastosowania MF obejmują [33, ETBPP 1997] [10, Rosenwinkel i wsp. 1999]

- procesy odtłuszczenia;
- odzyskiwanie cząstek metalu;
- oczyszczanie wody po pokrywaniu galwanicznym;
- oddzielanie osadu po procesie osadu czynnego w centralnej biologicznej OŚ, zastępujące osadnik wtórny (proces osadu czynnego), chociaż można również zastosować UF.

Typowe zastosowania UF obejmują:

- usuwanie nietoksycznych zanieczyszczeń ulegających rozkładowi, takich jak białka i inne związki wielkocząsteczkowe i toksycznych związków nieulegających rozkładowi, np. barwników i farb o masie cząsteczkowej powyżej 1000;
- rozdzielanie emulsji olej/woda;
- oddzielanie metali ciężkich po kompleksowaniu lub strącaniu;
- oddzielanie związków nieulegających łatwemu rozkładowi w ściekach wypływających po oczyszczaniu ścieków, które następnie zawraca się do etapu biologicznego;
- etap wstępnego oczyszczania przed odwróconą osmozą (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.7) lub wymianą jonową (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.11).

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.27

Tabela 3.27: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Materiał membrany	Podatny na ataki chemiczne, w zależności od zawartości ścieków

Zalety i wady podano w Tabeli 3.28

Tabela 3.28: Zalety i wady związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">• Wysoka wydajność separacji• Systemy modułowe, tj. elastyczność w użyciu	<ul style="list-style-type: none">• Możliwe zapychanie, zatykanie i zanieczyszczenie• Zagęszczanie w obecności środków zmiękczających• Wysokie ciśnienie robocze, a więc duże zapotrzebowanie na energię pompowania• Brak stabilności mechanicznej

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją podano w Tabeli 3.29

Tabela 3.29: Aspekty ekonomiczne związane z mikrofiltracją i ultrafiltracją

Technika	Natężenie przepływu	Koszty inwestycyjne	Koszty eksploatacji	Koszty wymiany
MF	NI	400-1500 GBP (570-2150 EUR) na m ² membrany ⁽¹⁾	NI	80-350 GBP (110-500 EUR) na m ² membrany ⁽¹⁾
	25 m ³ /dzień ⁽²⁾	25000-50000 EUR ⁽²⁾	0,10-0,15 na m ³ wytworzonego przesączu ⁽²⁾	NI
UF	NI	400-1500 GBP (570-2150 EUR) na m ² membrany ⁽¹⁾	NI	80-350 GBP (110-500 EUR) na m ² membrany ⁽¹⁾
	650 m ³ /h ⁽²⁾	Okolo 2000000 EUR ⁽²⁾	NI	NI
	64 m ³ /dzień ⁽²⁾	Okolo 56000 EUR ⁽²⁾	NI	NI

⁽¹⁾ W przypadku membran z pustych włókien, spiralnych i ceramicznych [33, ETBPP 1997]. Średni kurs wymiany walut na 1997 r.: EUR/GBP = 0,6971.
⁽²⁾ [63, VITO 2010].
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Całkowite koszty inwestycyjne, w tym zautomatyzowanych urządzeń do czyszczenia, można podzielić w przybliżeniu w następujący sposób [33, ETBPP 1997]:

- pompy 30 %
- wymienne elementy membrany 20%
- moduły membrany (obudowy) 10%
- rurociąg, zawory, struktura 20%
- system kontroli 15%
- inne 5%.

Koszty eksploatacji [33, ETBPP 1997] wynikają z:

- kosztów energii utrzymania ciśnienia hydrostatycznego i natężenia przepływu systemów;
- oczekiwanego okresu użytkowania membrany;
- wymaganego schematu czyszczenia;
- czynników charakterystycznych dla obiektu, np. wymagań dotyczących pracy.

Koszty eksploatacji można podzielić w przybliżeniu w następujący sposób [33, ETBPP 1997]:

- wymienne elementy membrany 35-50%
- czyszczenie 12-35 %
- energia 15-20%
- praca 15-18 %.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla stosowania tej techniki jest uzyskanie ścieków wypływających prawie niezawierających cząstek stałych do dalszego wykorzystania lub zrzutu.

Przykładowe instalacje

Sektory, w których stosuje się mikrofiltrację lub ultrafiltrację, obejmują przemysł spożywczy (ser, mleko, soki, wino, piwo), przemysł metalowy, przemysł tekstylny i przemysł farmaceutyczny.

Literatura źródłowa

[3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [10, Rosenwinkel i wsp. 1999] [33, ETBPP 1997] [63, VITO 2010] [88, Mulder 1994] [254, Ullmann's 2009]

3.3.2.3.3.8 Separacja oleju i wody

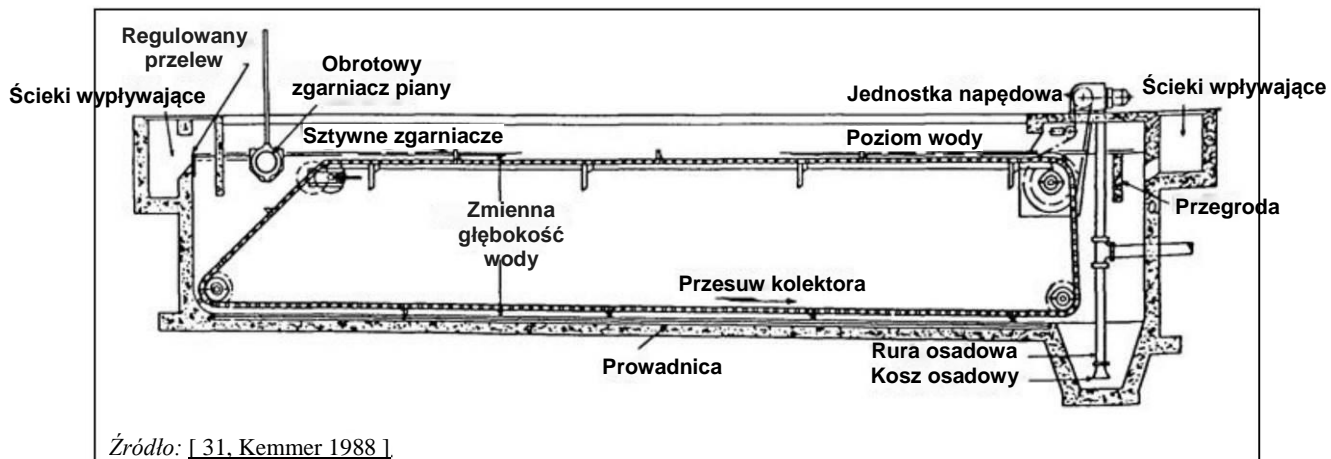
Opis

Separację oleju i wody, a następnie usunięcie oleju można podzielić na:

- oddzielanie grawitacyjne wolnego oleju, z wykorzystaniem sprzętu do oddzielania;
- rozbijanie emulsji przy użyciu środków chemicznych rozbijających emulsje, takich jak:
 - sole metali wielowartościowych, takie jak ałun, trichlorek glinu, chlorek żelaza (II), siarczan (VI) żelaza (II);
 - kwasy mineralne, takie jak kwas siarkowy (VI), kwas chlorowodorowy, kwas azotowy (V);
 - adsorbenty, takie jak sproszkowana glina, wapno;
 - polimery organiczne, takie jak poliaminy, poliakrylany, a następnie rozdzielanie zdeemulgowanego oleju przez koagulację/flokulację i flotację (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.5).

Powszechnie stosowanymi separatorami oleju i wody są:

- separator **Amerykańskiego Instytutu Naftowego (API)** najprostszy typ, składający się z otwartego prostokątnego basenu i zgarniacza, który przesuw osad do studzienki zbiorczej, a olej do urządzenia do szumowania; zdolny do przechwytywania dużych bryłek oleju (patrz Rysunek 3.22);
- **równoległa płyta zbiorcza (PPI)**, wyposażona w płytki równoległe do prądu, które ogromnie powiększają obszar aktywnej powierzchni i urządzenie do szumowania, nieodpowiednia do przechwytywania dużych bryłek (patrz Rysunek 3.23);
- **płyta zbiorcza z blachy falistej (CPI)**, wyposażona w pakiety blachy falistej umieszczone przeciwnie do kierunku przepływu i urządzenie do szumowania oleju, nieodpowiednia do przechwytywania dużych bryłek, ale posiadająca dobrą skuteczność rozdzielania (patrz Rysunek 3.24).



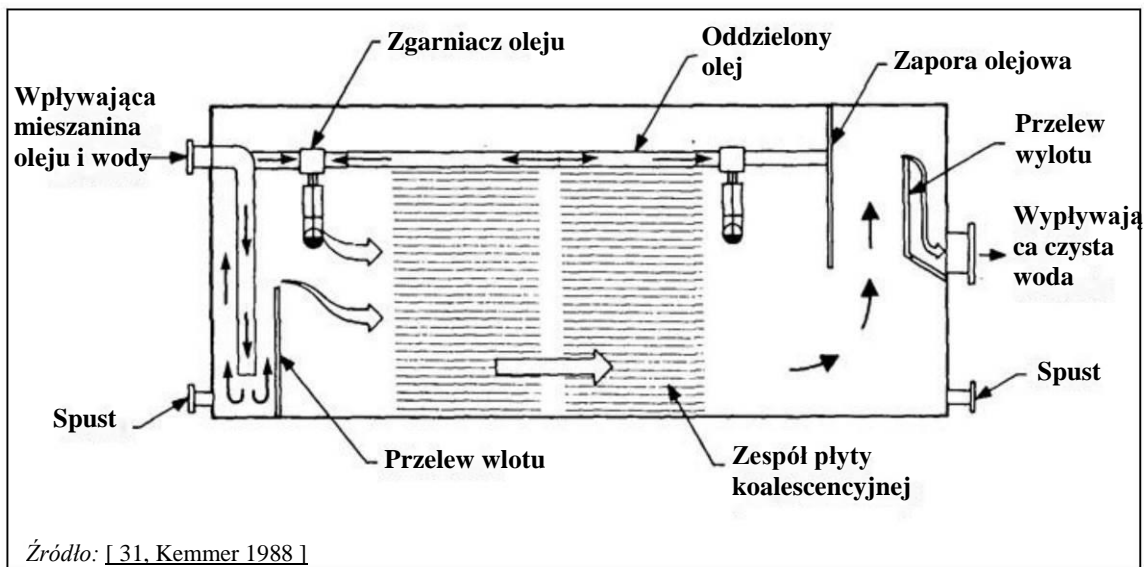
Źródło: [31, Kemmer 1988]

Rysunek 3.22: Separator Amerykańskiego Instytutu Naftowego (API)

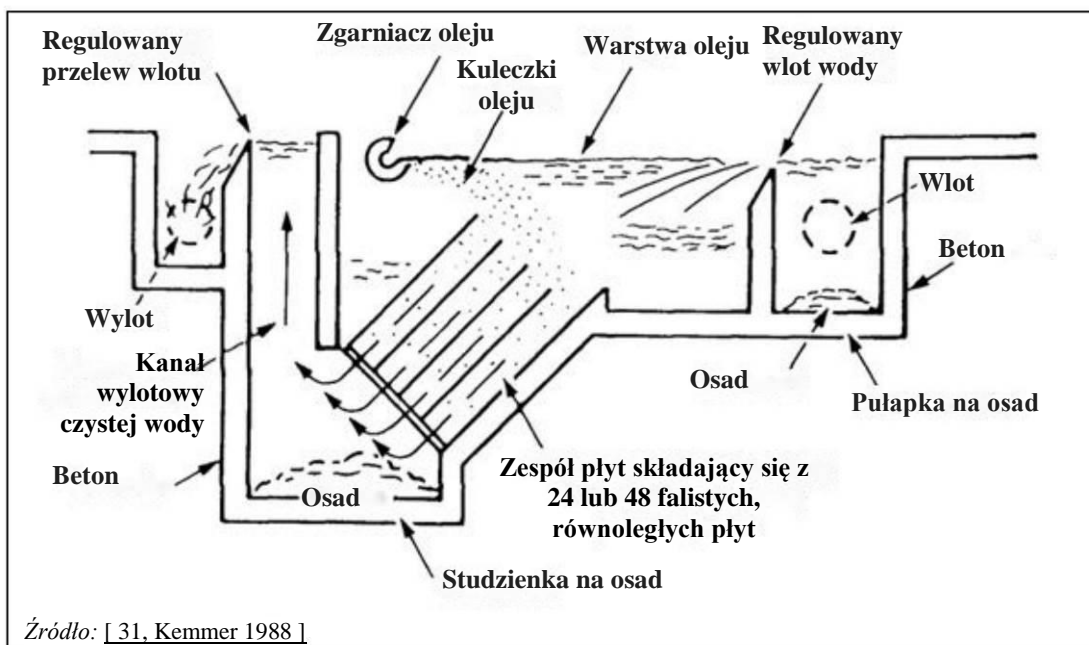
Aby zebrać fazę olejową i usunąć ją do odzysku lub dalszego oczyszczania, stosuje się kilka rodzajów urządzeń do szumowania, np .:

- zgarniacze z nieruchomą rurą;
- obrotowe zgarniacze rynnowe;
- zgarniacze z obracającą się tarczą lub bębniem.

Urządzenia do składowania zgarniętego oleju i osadu są niezbędne, jeśli oleju nie można natychmiast poddać odzyskowi.



Rysunek 3.23: Równoległa płyta zbiorcza (PPI)



Rysunek 3.24: Płyta zbiorcza z blachy falistej (CPI)

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z separacją oleju i wody przedstawiono w Tabeli 3.30

Tabela 3.30: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z separacją oleju i wody

Zanieczyszczenia	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽¹⁾ (mg/l)	Uwagi
Olej	80 ⁽²⁾ -95	NI	–
	NI	40-70 mg/l ⁽³⁾	Separator API, przemysł chemiczny
Ciało stałe	90-95	NI	–

(¹) Efektywność redukcji emisji i poziomy emisji są orientacyjne i zależą od konkretnego rodzaju i konstrukcji zastosowanych separatorów oleju i wody, stężenia substancji zanieczyszczającej(ych) w strumieniu zasilającym, właściwości fizycznych mieszanin olejowo-wodnych obecnych w ściekach (tj. wielkości kropelek oleju) itd. Gdy olej występuje w postaci bardzo małych cząstek i emulsji (np. gdy obecne są środki powierzchniowo czynne, rozpuszczalniki lub detergenty), separatory oleju i wody nie są bardzo skuteczne 1 233, Oldcastle 1996 1.

(²) [227, CWW TWG 2009].

(³) [33, ETBPP 1997].

Uwaga: NI = Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zebrany olej jest zwykle wysyłany z powrotem do jednostek procesowych, gdzie po drobnych operacjach czyszczenia ponownie się go wykorzystuje. W przeciwnym razie jest to odpad chemiczny i należy go odpowiednio usunąć wraz z oddzielonymi cząstkami stałymi.

Separatory oleju i wody, jeśli nie są zakryte, są często głównymi czynnikami wpływającymi na uwalnianie LZO w systemach oczyszczania ścieków, których są częścią. Zakrycie powierzchni zapewnia znaczną redukcję emisji LZO. Z drugiej strony, zakrycie może powodować problemy ze zgorzaniem i nie można łatwo sprawdzić działania urządzenia. Lokalna sytuacja określi wybór opcji. Jeżeli separator jest zakryty, gazy odlotowe należy odprowadzić do systemu redukcji emisji, który zawiera odpowiedni system bezpieczeństwa, taki jak azot pod ciśnieniem, w celu uniknięcia ryzyka wybuchu. Zakrycie powierzchni pozwala zmniejszyć emisję LZO o około 95% i należy je uwzględnić, gdy emisje z OŚ w znacznym stopniu przyczyniają się do całkowitej emisji LZO z instalacji.

Źródłem hałasu są pompy, które zwykle są zamknięte oraz urządzenia do szumowania. W razie potrzeby należy podjąć środki kontrolne.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.31

Tabela 3.31: Materiały eksploatacyjne związane z separacją oleju i wody

Materiały eksploatacyjne	API	PPI	CPI
Azot z układu pod ciśnieniem jako urządzenie zabezpieczające ⁽¹⁾	0,05 m/h	NI	NI
Energia (kWh) ⁽³⁾	NI	NI	NI

(¹) Przepływ gazowego azotu w stosunku do powierzchni (m³/(m²*h)).
Uwaga: NI = Brak informacji.

Dane robocze

Monitorowanie

Wylot należy regularnie monitorować wizualnie, aby zapewnić właściwe działanie, np. poprzez kontrole nagromadzenia oleju. Urządzenie zgarniacza i zaporę olejową należy poddawać regularnej konserwacji.

Możliwość zastosowania

Separację oleju i wody stosuje się w celu usunięcia oleju, tłuszczu i innych nierozpuszczalnych cieczy lżejszych niż faza wodna ze ścieków, głównie w zakładach petrochemicznych. Zwykle nie jest to samodzielny proces, ale następuje po nim flotacja (IAF lub DAF) wspomagana przez koagulację/flokulację (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.5). Separator API jest również używany jako urządzenie kontrolne do ochrony

znajdującego się za nim sprzętu przed dużymi bryłkami oleju będącymi wynikiem np. błędów operacyjnych, podczas gdy PPI i CPI wykazują wyższą wydajność usuwania mniejszych kropelek oleju.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.32

Tabela 3.32: Zalety i wady związane z separacją oleju i wody

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Olej można odzyskać i zawrócić do jednostek procesowych • Wzrost wydajności w układzie separator API - PPI - CPI dotyczący usuwania małych kropelek oleju i stosunku powierzchni czynnej/powierzchni ziemi 	<ul style="list-style-type: none"> • Tylko separatory API mogą przechwytywać duże bryłki wolnego oleju i ciał stałych (jak w przypadku awaryjnym) • W przypadku PPI i CPI płyty są podatne na zanieczyszczenie, więc istnieje zwiększone zapotrzebowanie na konserwację • Nie można rozdzielić substancji rozpuszczalnych

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z separacją oleju i wody podano w Tabeli 3.33

Tabela 3.33: Aspekty ekonomiczne związane z separacją oleju i wody

Separator oleju i wody	Natężenie przepływu	Koszty inwestycyjne	Koszty eksploatacji
API	NI	NI	NI
PPI	NI	NI	NI
CPI	2 l/s	3000-3500 EUR	NI
	10 l/s	5500-8500 EUR	NI

Uwaga: NI = Brak informacji.
Źródło: [63. VITO 2010]

W celu skutecznego rozbijania emulsji często potrzebne są duże ilości produktów wspomagających, co sprawia, że technika jest stosunkowo droga. Koszty związane z rozbijaniem emulsji są określane głównie przez wymaganą ilość substancji chemicznych i cenę tych substancji chemicznych (poziom dawki i koszt za kilogram). Dawkę określa się w zależności od ilości emulgowanej substancji i zwykle mieści się ona w zakresie od 0,5 g/m³ do 1000 g/m³.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłami napędowymi dla tej techniki jest odzyskiwanie oleju w celu ponownego użycia/zawrócenia i zapobieganie zanieczyszczeniom.

Przykładowe instalacje

Separację oleju i wody stosuje się w prawie wszystkich instalacjach petrochemicznych (np. OŚ nr 26 [222, CWW TWG 2013]) a także w rafineriach.

Literatura źródłowa

[31, Kemmer 1988] [33, ETBPP 1997] [63, VITO 2010] [222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009] [233, Oldcastle 1996]

3.3.2.3.3.9 Hydrocyklon

Opis

Hydrocyklon stosuje się do oddzielenia zawieszonych ciał stałych o średnicy od 5 μm do 1000 μm , które wykazują prawdopodobieństwo opadania i są odporne na siły ścinające. Oddziela on cząstki za pomocą siły odśrodkowej generowanej podczas stycznego wchodzenia cieczy do cyklonu przy dużych prędkościach i jest przyspieszany przez stożkową część środkową. W ten sposób w cyklonie powstaje ciekły wir. Hydrocyklon często dzieli się na cztery części:

1. Część wlotowa: składa się z cylindrycznej komory zasilającej, do której wpływa wchodzący strumień.
2. Część przelewu: cząstki lekkie opuszczają tę część w górnej części hydrocyklonu.
3. Część stożkowa: składa się z powierzchni w kształcie stożka, w której ciecz przyspiesza. Przyspieszenie to jest spowodowane kątem i geometrią stożkowej powierzchni, co pomaga w osiągnięciu większych sił odśrodkowych.
4. Część tylna: umieszczona na dnie hydrocyklonu w celu przedłużenia okresu przetrzymywania w celu oddzielenia.

Im mniejsza średnica cyklonu, tym większa siła odśrodkowa, która powstaje, gdy wymusza się ostry zakręt cieczy. Lekkie składniki opuszczają hydrocyklon przez część górną, a cięższe składniki zbierają się w części dolnej. Obecność sił odśrodkowych zarówno w hydrocyklonach, jak i w wirówkach może być myląca; są to jednak dwa różne urządzenia. Hydrocyklon nie ma ruchomych części, a wielkość wytworzonej siły odśrodkowej jest około 1000 razy większa od siły grawitacji, podczas gdy wirówka jest urządzeniem z ruchomymi częściami, generującym siłę odśrodkową większą niż w hydrocyklonie. Jeśli cząstka stała osadza się grawitacyjnie w ciągu dwóch minut, wówczas do celów oddzielania tej cząstki można wybrać hydrocyklon. Z drugiej strony, jeśli osadzanie się cząstek trwa dłużej niż dwie minuty, najprawdopodobniej zostanie wybrana wirówka.

Zdolność rozdzielania, gdy porównuje się różne hydrocyklony, wyraża się jako „wielkość przekroju d_{50} ”. „Wielkość przekroju d_{50} ” oznacza minimalną wielkość cząstek, które są usuwane przez cyklon co najmniej w 50%. Te cząstki następnie oddziela się jako szlam na dnie cyklonu. Zawartość suchej masy w szlamie wynosi od 1% do 10%. Hydrocyklon przeznaczone do przepływu 100 m^3/h przyjmuje około 20 m^2 .

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Korzyścią dla środowiska wynikającą z tej techniki jest usuwanie zawieszonych cząstek stałych o średnicy od 5 μm do 1000 μm i prawdopodobne osadzanie ich w ciągu dwóch minut pod wpływem siły grawitacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

W zależności od zastosowania na dnie hydrocyklonu utworzy się warstwa osadu, którą należy usunąć lub oczyścić.

Dane robocze

W przetwarzaniu ropy naftowej cyklony stosuje się w celu rozdzielania oleju i wody oraz kropelek oleju równych lub większych niż 30 μm z wydajnością usuwania 98%.

Możliwość zastosowania

Hydrocyklon powinien idealnie zapewniać stałe dostarczanie zasilania. W przypadku stosowania hydrocyklonów należy unikać obecności długich włókien w cieczy. Hydrocyklony mają szeroki zakres zastosowań i są stosowane głównie jako technika rozdzielania dla:

- oddzielania drobnych cząstek: usuwania dużych kryształów w układach krystalizacji;
- usuwania dużych cząstek: takiego jak usuwanie odpadów z soków owocowych;
- przygotowywania roztworów lub zawiesin poprzez kontrolowane mieszanie cząstek stałych i wody;
- grawitacyjnego oddzielania materiału organicznego od ścieków wypływających po przetworzeniu buraka cukrowego;
- rozdzielania oleju i wody.

Ekonomika

W przypadku systemu hydrocyklonu stalowego ze standardowym oprzyrządowaniem i służącego do oddzielania oleju od strumienia wody o natężeniu przepływu 1000 m³/dzień, koszty inwestycyjne wynoszą około 250000 EUR. Koszty te dotyczą jedynie kosztów inwestycyjnych związanych z instalacją hydrocyklonów. Obejmują one wymagany sprzęt, taki jak pompy, rurociągi i zbiorniki osadu. Nie uwzględniono innych kosztów, takich jak koszty wstępnego oczyszczania wody, odwadniania, suszenia, instalacji elektrycznej i mechanicznej.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia hydrocyklonu jest usunięcie zawieszonych ciał stałych o średnicy od 5 pm do 1000 pm, które prawdopodobnie osiądą pod wpływem siły grawitacji.

Przykładowe instalacje

Zakłady Levis Akzo Nobel BE - Vilvoorde (wytwarzanie lakierów).

Literatura źródłowa

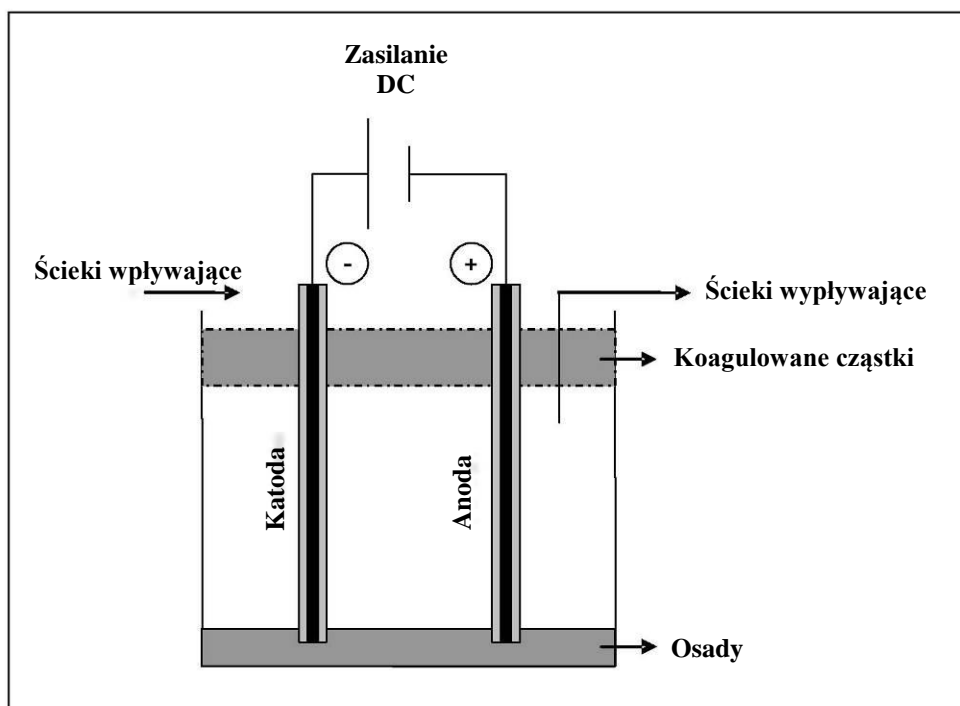
[63, VITO 2010.]

3.3.2.3.3.10 Elektrokoagulacja

Opis

Celem elektrokoagulacji jest tworzenie osadów i związków między koloidami, aby substancje te można było oddzielić w kolejnych operacjach. Uwalnianie koagulantów w oczyszczanych ściekach realizuje się przez elektrolityczne rozpuszczanie elektrody (tj. anody, zwykle wykonanej z Fe lub Al). Po rozpuszczeniu elektrody, uwalnia się gaz (tj. O₂, H₂), co powoduje efekt flotacji. Jeśli to konieczne, w celu poprawy wydajności flotacji można dodać flokulant (środek wspomagający).

Schemat techniki przedstawiono na Rysunku 3.25.



Rysunek 3.25: Elektrokoagulacja

W najprostszej postaci reaktor do elektrokoagulacji składa się z ogniwa elektrolitycznego z anodą i katodą. Kiedy elektrody są podłączone do źródła zasilania, na anodzie (elektroda dodatnia) zachodzi reakcja utleniania, a na katodzie (elektroda ujemna) zachodzi reakcja redukcji.

Po elektrokoagulacji można przeprowadzić elektroflotację. Podczas elektroflotacji elektrolizę stosuje się do rozszczepienia H_2O na H_2 i O_2 . Obejmuje to tworzenie pęcherzyków gazu, które zapewniają flotację. Takie podejście jest odpowiednie dla systemów na małą skalę i przypadków, gdy energia elektryczna jest niedroga.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Elektrokoagulację można zastosować w celu usunięcia:

- zawiesiny opadającej, substancji zawieszonych i rozpuszczonych;
- zawieszonych substancji i cząstek koloidalnych poprzez destabilizację ładunków powierzchniowych;
- olejów i tłuszczów pochodzenia zwierzęcego i roślinnego;
- związków organicznych (BZT i ChZT);
- składników odżywczych (np. fosforanów);
- metali ciężkich w postaci tlenków lub nierozpuszczalnych osadów Fe lub Al (np. As, Cd, Co, Cr (VI), Cu, Hg, Mo, Ni, Pb i Zn);
- soli nieorganicznych (np. CN^-);
- złożonych cząsteczek organicznych, np. barwników (utlenianie).

Ponadto elektrokoagulację można zastosować do rozbijania emulsji olejowych w wodzie i inaktywacji bakterii, wirusów i cyst.

Chociaż w wielu przypadkach obserwuje się pewien spadek rozpuszczonego ChZT, ta technika nie jest szczególnie odpowiednia do usuwania rozpuszczonych cząsteczek organicznych, mimo, że jest odpowiednia do usuwania metali ciężkich, emulsji i koloidów. Wydajności usuwania metali, emulsji i koloidów są porównywalne z klasycznym oczyszczaniem fizykochemicznym (za pomocą koagulacji i flokulacji, patrz Sekcja 3.3.2.3.3.3).

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Muł jest bardziej zwarty i łatwiejszy w odwadnianiu niż w klasycznym oczyszczaniu fizykochemicznym (przy użyciu koagulantów i flokulantów, patrz Sekcja 3.3.2.3.3.3).

Zasadniczo nie dodaje się żadnych substancji pomocniczych, chyba że należy zwiększyć przewodność ścieków (przez dodanie soli). Substancje czynne (koagulanty w postaci Fe lub Al) uwalnia się za pomocą reakcji anodowych i reagują one z zanieczyszczeniami znajdującymi się w ściekach. Dlatego anodę należy regularnie wymieniać ze względu na stopniowe rozpuszczanie w ściekach.

Zużycie energii jest kolejnym efektem przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

Dane robocze

Wymagana jest minimalna przewodność ścieków, co osiąga się przez dodanie soli.

Chociaż sama technika jest bardzo prosta, potencjalne reakcje mogą być złożone i trudne do przewidzenia. Ogólnie rzecz biorąc, im trudniejsza jest matryca ścieków (ilość i rodzaj obecnych zanieczyszczeń), tym bardziej złożone są reakcje, a wynik bardziej nieprzewidywalny. Do sprawdzenia możliwości zastosowania techniki potrzebne są testy laboratoryjne.

Możliwość zastosowania

Zalety i wady podano w Tabeli 3.34

Tabela 3.34: Zalety i wady związane z elektrokoagulacją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Stosunkowo łatwa instalacja i eksploatacja • Utworzone kłaczkii mułu są większe, bardziej stabilne i łatwiejsze do odwadniania niż klasyczny muł fizykochemiczny • W porównaniu do metod fizykochemicznych, ścieki wypływające po elektrokoagulacji zawierają mniej rozpuszczonych substancji organicznych • Możliwe jest usunięcie bardzo małych cząstek koloidalnych • Utworzone pęcherzyki gazu popychają lekki muł w górę, gdzie można go łatwo usunąć • Technika ta nie zawiera lub ma bardzo niewiele ruchomych części i jest eksploatowana elektronicznie, przy czym koszty konserwacji (inne niż czyszczenie i wymiana elektrod) są dość niskie • Nie są potrzebne żadne substancje chemiczne; koagulant uwalnia się przez reakcje anodowe. W rezultacie przedawkowanie substancji chemicznych nie jest możliwe 	<ul style="list-style-type: none"> • Anoda rozpuszcza się w strumieniu ścieków z powodu utleniania i dlatego należy ją regularnie wymieniać • Katoda ulega reakcjom pasywacji (strącania zredukowanych metali i wodorotlenków), które z biegiem czasu zwiększają oporność ogniwa, a tym samym zmniejszają wydajność • W zależności od przewodności i zanieczyszczeń, pojemność elektryczna wymagana w ogniwie może znacznie wzrosnąć

Ekonomika

Średnie koszty są równe lub wyższe niż w przypadku technik klasycznych (np. koagulacji i flokulacji, patrz Sekcja 3.3.2.3.3.3). W przypadku oczyszczania ścieków za pomocą elektrokoagulacji, dla dużych instalacji można przewidzieć minimalny koszt 0,15 EUR na m³. Koszty te wynikają przede wszystkim z wykorzystania energii elektrycznej oraz, w mniejszym stopniu, z wymiany elektrod.

W celu oczyszczenia strumienia ścieków o natężeniu przepływu 1 m³/h o ładunku ± 200 mg metali/l można przewidzieć koszty inwestycyjne w wysokości około 150000 EUR. W tym przypadku zużycie energii wynosi 1 kW/m³.

W celu oczyszczenia strumienia ścieków o natężeniu przepływu 4 m³/dzień o ładunku 1500 TP można oczekiwać kosztów inwestycyjnych w wysokości około 100000 EUR. Wydajność usuwania dla TP wynosi 80%. Całkowity koszt oczyszczenia wynosi 15 EUR na m³ oczyszczonych ścieków.

Firma pokrywająca powierzchnie metalowe chromem, ma objętość ścieków 250 m³/rok. Energia zużywana przez tę firmę do przeprowadzenia tej techniki mieści się w przedziale od 0,8-1 kW/m³ oczyszczanych ścieków, a całkowity koszt oczyszczania wynosi 19 EUR za m³ oczyszczonych ścieków. Stężenia metali ciężkich w ściekach wypływających po oczyszczeniu wynoszą mniej niż 0,2 ppm, a zatem wodę można ponownie wykorzystać.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrażania tej techniki jest zmniejszenie emisji zanieczyszczeń do odbiorników ścieków.

Przykładowe instalacje

Sektory, w których stosuje się elektrokoagulację, obejmują wytwarzanie farb, połysków, lakierów i farb drukarskich, a także obróbkę powierzchniową metali.

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010]

3.3.2.3.4 Rozpuszczalne zanieczyszczenia, niebiodegradowalne lub hamujące/obróbka fizykochemiczna

3.3.2.3.4.1 Streszczenie

Rozpuszczalne, niebiodegradowalne lub hamujące zanieczyszczenia można podzielić na trzy klasy związków:

- związki nieorganiczne, takie jak sole lub związki metali ciężkich;
- związki organiczne jako źródło ogniotrwałego OWO;
- hamujące związki organiczne lub nieorganiczne, które zakłócają proces biologiczny w biologicznej OŚ, na przykład materiały stałe i piasek, emulsje, olej i tłuszcz.

Związki nieorganiczne nie poddają się działaniu oczyszczania biologicznego i mogą, podobnie jak ogniotrwały OWO, mieć tendencję do zakłócania procesu biologicznego w biologicznej OŚ. Oba rodzaje związków wymagają zazwyczaj specjalnego oczyszczania wstępnego przed centralną OŚ. Operacje wstępnego oczyszczania obejmują:

- przekształcenia chemiczne z wytworzeniem stałych produktów, które są rozdzielane w kolejnym procesie opisanym w Sekcji 3.3.2.3.3 (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.2 i 3.3.2.3.4.3);
- procesy rozkładu chemicznego z wytworzeniem zanieczyszczeń ulegających biodegradacji (patrz Sekcje 3.3.2.3.4.4 do 3.3.2.3.4.6);
- fizyczne procesy eliminacji (patrz Sekcje 3.3.2.3.4.10 do 3.3.2.3.4.17);
- procesy spalania z wytworzeniem pozostałości gazowych i stałych, które można oddzielić od strumienia ścieków (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.18).

W nowych zakładach chemicznych w Niemczech powszechną praktyką jest stosowanie tych operacji oczyszczania wstępnego (lub technik zintegrowanych z procesem) ze strumieniami dopływowymi, które niosą ze sobą odpowiedni ładunek nieulegający biodegradacji (np. współczynniki eliminacji OWO poniżej 80% i ładunek ogniotrwałego OWO około 20 kg/dzień, 300 kg/rok i 1 kg/t produktu, niezależnie od sytuacji lokalnej). W istniejących zakładach działania te wdraża się, gdy mogą osiągnąć optymalną wydajność, biorąc pod uwagę stosunek korzyści dla środowiska i kosztów; szczegóły znajdują się w Sekcji 3.1.5.2.3.

3.3.2.3.4.2 Strącanie chemiczne

Opis

Strącanie jest reakcją chemiczną z wytworzeniem cząstek stałych (tj. stałego osadu), które można oddzielić od części wody za pomocą dodatkowego procesu, takiego jak sedymentacja (Sekcja 3.3.2.3.3.4), flotacja powietrzem (Sekcja 3.3.2.3.3.5), filtracja (Sekcja 3.3.2.3.3.6) i, w razie potrzeby, następcza MF lub UF) (Sekcja 3.3.2.3.3.7). Separacja drobnych cząstek za pomocą technik membranowych może być konieczna do ochrony kolejnych urządzeń lub zapobiegania zrzutowi niebezpiecznych cząstek stałych. Może to być także użyteczna technika usuwania osadów koloidalnych (np. siarczków metali ciężkich).

W przypadku metali ciężkich strącanie odbywa się na ogół możliwie jak najbliżej źródła, aby uniknąć rozcieńczenia. Natomiast strącanie fosforu zwykle przeprowadza się podczas oczyszczania końcowego (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.7).

Instalacja do strącania zwykle składa się z jednej lub dwóch kadzi mieszalnych z mieszaniem, do których dodaje się środek powodujący strącanie (to jest strącające substancje chemiczne) i ewentualnie inne substancje chemiczne (np. flokulanty), zbiornika osadowego i kadzi magazynowych na środki chemiczne. W razie potrzeby, jak wspomniano powyżej, dodaje się dodatkowe urządzenia do oczyszczania. Zbiornik osadowy można zastąpić innymi systemami gromadzenia osadu.

Typowe substancje chemiczne do strącania obejmują:

- wapno (z mlekiem wapiennym, urządzenia do przygotowywania są częścią jednostki oczyszczania) w celu strącania metali ciężkich;
- dolomit do strącania metali ciężkich;
- wodorotlenek sodu do strącania metali ciężkich;
- węglan sodu do strącania metali ciężkich;
- sole wapnia (inne niż wapno) do strącania siarczanów (VI) lub fluorków;
- siarczek sodu do strącania metali ciężkich, np. arsenu, rtęci, chromu, kadmu, niklu;
- polisiarczki organiczne do strącania rtęci.

Często towarzyszą im flokulanty wspomagające dalszą separację, takie jak:

- sole żelaza (III) i żelaza (II);
- siarczan glinu;
- polimery (kationowe, anionowe lub niejonowe);
- polisiarczki organiczne.

Klasyczne strącanie wodorotlenków w celu usunięcia metali ciężkich ze ścieków wykazuje podane poniżej wady.

- Niektóre wodorotlenki metali mają tendencję do ponownego rozpuszczania się po zwiększeniu wartości pH powyżej pewnej wartości krytycznej. Nazywa się to „amfoterycznością”. Gdy ścieki zawierają mieszaninę metali ciężkich, pH idealnie dopasowane do wydajnego usuwania jednego metalu może być niekorzystne dla wydajnego usuwania pozostałych.
- Strącanie wodorotlenków metali jest niecałkowite w obecności środków chelatujących, takich jak EDTA.

Najczęściej stosuje się wytrącanie metali w postaci wodorotlenków. Niższe stężenia można osiągnąć, jeśli metale strąca się jako siarczki [63, VITO 2010].

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Strącanie stosuje się do usuwania metali i innych substancji nieorganicznych (np. fosforu lub związków fosforanowych), tłuszczów, olejów, smarów i niektórych innych związków organicznych ze ścieków [227, CWW TWG 2009] [234, US EPA 2000].

Osiągalne poziomy emisji dla metali ciężkich znacznie się różnią w zależności od konkretnej możliwej sytuacji. Zmienne mogą obejmować:

- usuwanie pojedynczych metali ciężkich z nieorganicznej matrycy ścieków;
- usuwanie mieszaniny metali ciężkich z nieorganicznej matrycy ścieków;
- usuwanie metali ciężkich z organicznej matrycy ścieków z tendencją do tworzenia kompleksów metali, np. środków barwiących.

Strącanie chemiczne ma wysoką wydajność, a osiągalne stężenie końcowe jest określone przez produkt rozpuszczalności związku. Stężenie końcowe dla kombinacji zanieczyszczeń jest trudne do określenia ze względu na wzajemne oddziaływanie substancji. Osiągalne końcowe stężenia dla pojedynczych metali z $\text{Ca}(\text{OH})_2$ jako odczynnikami wynoszą 1-10 mg/l oraz około 0,1-1 mg/l dla miedzi, ołowiu, srebra i kadmu z S^{2-} [63, VITO 2010].

Niektóre dane dotyczące wydajności można znaleźć w OFC BREF [105, COM 2006].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Środki strącające zwykle należy usuwać jako osad. Często osad ten klasyfikuje się jako odpady chemiczne, przynajmniej, jeśli zawiera on metale ciężkie. Te odpady mogą zawierać węglany,

Rozdział 3

fluorki, wodorotlenki (lub tlenki), fosforany, siarczany i siarczki metali ciężkich w zależności od zastosowanego środka strącającego.

Źródłami hałasu są pompy i urządzenia do usuwania osadu. Należy powziąć odpowiednie środki kontroli hałasu (np. obudować sprzęt).

Jeśli można się spodziewać uwalniania substancji lotnych i zapachowych (np. przy strącaniu metali w postaci siarczków może wystąpić H_2S), strącanie należy prowadzić w zamkniętych zbiornikach lub zadaszonych basenach z przewodami do urządzeń do redukcji gazu (patrz Sekcja 3.5.5.4).

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.35

Tabela 3.35: Materiały eksploatacyjne związane ze strącaniem chemicznym

Material eksploatacyjny	Ilość
Środki strącające (np. wapno, dolomit, sole żelaza(II) i żelaza (III), siarczan żelaza (II)/siarczek sodu, siarczan glinu, polimery, polisiarczki organiczne)	W zależności od ładunku zanieczyszczeń Teoretyczne zużycie niektórych środków strącających w kg w celu wytrącenia jednego kg jonów metali to: CaO: 0,88 dla Cu, 0,96 dla Ni, 1,62 dla Cr, 0,86 dla Zn Ca(OH) ₂ : 1,16 dla Cu, 1,26 dla Ni, 2,13 dla Cr, 1,14 dla Zn NaOH: 1,26 dla Cu, 1,36 dla Ni, 2,31 dla Cr, 1,22 dla Zn
Energia (kWh) (³)	NI
Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [83, TI 2007]	

Dane robocze

Monitorowanie

Podczas procesu strącania należy ostrożnie dostosować wartość pH i dawkę środków, flokulantów i/lub koagulantów.

Instalacja strącania chemicznego w Niemczech otrzymuje strumienie wody do płukania z dwóch spalarni odpadów (z pierwszego etapu płukania gazów odlotowych, w którym wstępnemu oczyszczaniu poddaje się tylko bardzo stężone strumienie ścieków, a mniej stężone strumienie wody do płukania odprowadza się do centralnej OŚ bez żadnego wstępnego oczyszczania) i niewielki udział z jednego punktowego źródła ze specjalistycznej produkcji nieorganicznej przeznaczonej do usuwania metali ciężkich przed odprowadzeniem do centralnej OŚ. Wstępne oczyszczanie jest skuteczne tylko w przypadku bardzo stężonych strumieni ścieków. Centralna OŚ zlokalizowana w zakładzie chemicznym oczyszcza strumienie ścieków pochodzące z ponad 250 zakładów produkcyjnych. W wyniku strącania chemicznego wytwarza się 95 ton osadu na miesiąc, co odpowiada około 700 kg suchego osadu na kg usuniętego metalu ciężkiego (usunięto 3500 kg mokrego osadu na kg metalu ciężkiego). Wytworzony osad należy bezpiecznie usunąć, co również wymaga zużycia substancji chemicznych i energii. Wytwarzanie osadu jest ważnym efektem przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, a strącanie chemiczne jest skuteczne tylko w przypadku bardzo skoncentrowanych strumieni ścieków.

Dane robocze z innego zakładu podano w Tabeli 3.36 (dane surowe podano w oparciu o miesięczne obciążenia z 2009 r., zgłoszono, że średni miesięczny przepływ ścieków wynosi 9418,5 m³).

Tabela 3.36: Dane robocze z instalacji do oczyszczania wstępnego dla OŚ nr 06

Parametr	Stężenie przed oczyszczeniem (pg/l)	Stężenie po oczyszczeniu (pg/l)	Efektywność redukcji (%)
Rtęć	680	< 5	99
Kadm	36	< 15	58
Miedź	6160	< 50	99
Nikiel	1070	< 50	95
Ołów	710	< 25	97
Chrom całkowity	390	< 50	87
Cynk	5600	< 50	99

Źródło: [227, CWW TWG 2009].

Możliwość zastosowania

Strącanie można stosować na różnych etapach przepływu strumienia ścieków, na przykład:

- bezpośrednio u źródła, aby najskuteczniej usunąć metale ciężkie w celu uniknięcia rozcieńczenia przez nieobciążone strumienie;
- jako główną technikę oczyszczania w celu usuwania fosforanów, siarczanów i fluorków, pod warunkiem spodziewanego niewystarczającego rozcieńczenia;
- do usuwania fosforanów po etapie biologicznym w centralnej oczyszczalni ścieków, gdzie osad zbiera się w osadniku końcowym.

Wydajność dalszej separacji cieczy/ciał stałych zależy zwykle od takich czynników jak pH, jakość mieszania, temperatura lub czasu przebywania na etapie strącania. Optymalne warunki zazwyczaj określa się indywidualnie dla każdego przypadku.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.37

Tabela 3.37: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze strącaniem chemicznym

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
regulacja pH	Optymalny zakres pH dla metali ciężkich, fosforanów, fluorków (ogólnie pH 9-12) z wapnem. Szerszy zakres pH jest możliwy z użyciem siarczku sodu. Kiedy stosuje się siarczki, w warunkach kwaśnych tworzy się siarkowodór
Substancje tworzące związki kompleksowe	Mogą zapobiegać strącaniu się metali ciężkich, takich jak miedź, nikiel

Zalety i wady podano w Tabeli 3.38

Tabela 3.38: Zalety i wady związane ze strącaniem chemicznym

Zalety	Wady
<p>Informacje ogólne</p> <ul style="list-style-type: none"> Strącanie chemiczne to ugruntowana technika z łatwą dostępnością sprzętu i wielu substancji chemicznych Niektóre substancje chemiczne do oczyszczania, szczególnie wapno, są bardzo tanie Całkowicie zamknięte systemy często z łatwością działają samodzielnie i wymagają minimalnej konserwacji, wymagają jedynie uzupełnienia zużytych substancji chemicznych 	<p>Informacje ogólne</p> <ul style="list-style-type: none"> Reakcje konkurencyjne, różne poziomy zasadowości i inne czynniki zazwyczaj uniemożliwiają obliczenie właściwych dawek substancji chemicznych. Dlatego też częste testy flokulacyjne są niezbędne do potwierdzenia optymalnych warunków oczyszczania. Przedawkowanie może zmniejszyć skuteczność oczyszczania Strącanie chemiczne może wymagać pracy ze żrącymi substancjami chemicznymi, co zwiększa obawy o bezpieczeństwo operatora Dodanie substancji chemicznych do oczyszczania, zwłaszcza wapna, może zwiększyć ilość osadu ściekowego nawet o 50% Duże ilości substancji chemicznych mogą wymagać transportu do miejsca oczyszczania Polimery mogą być drogie
<p>Z wapnem, jako odczynnikiem</p> <ul style="list-style-type: none"> Zapobieganie zwiększonej zawartości soli w ściekach Zwiększenie pojemności buforowej centralnej biologicznej OS Poprawa sedimentacji osadu Zagęszczanie osadu Poprawa możliwości mechanicznego odwadniania osadu Skrócenie czasu cyklu odwadniania Niski koszt 	<p>Z wapnem, jako odczynnikiem</p> <ul style="list-style-type: none"> Problemy operacyjne związane z eksploatacją, przechowywaniem i doprowadzaniem wapna [1, Metcalf i Eddy 1991] Zwiększenie ilości osadu spowodowane nadmiarem wodorotlenku wapnia Problemy z konserwacją [1, Metcalf i Eddy 1991]
<p>Dla siarczku sodu</p> <ul style="list-style-type: none"> Strącanie zachodzi w szerokim zakresie pH Zmniejszenie ilości osadu (o około 30% objętości w porównaniu do oczyszczania z wapnem) Zmniejszenie ilości substancji chemicznych (o około 40% objętości w porównaniu do oczyszczania z wapnem) Powoduje obniżenie stężeń metali w oczyszczonych ściekach wypływających Nie wymagają wstępnego oczyszczania ani oczyszczania następczego Bardzo wydajny w usuwaniu zawieszonych i rozpuszczonych metali ze strumienia ścieków 	<p>Dla siarczku sodu</p> <ul style="list-style-type: none"> Wytwarzanie siarkowodoru, gdy partia staje się kwaśna w wyniku awarii Problemy z odorem związane z siarczkiem sodu
<p>Źródło: [1, Metcalf i Eddy 1991] [234, US EPA 2000].</p>	

Ekonomika

Oczekuje się, że koszty będą podobne do kosztów przedstawionych dla procesu sedimentacji związanego z flokulacją (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4) i podano je w Tabeli 3.39. Koszty eksploatacji i konserwacji będą zależeć od odczynników stosowanych w procesie strącania i wymaganej ilości w odniesieniu do składu matrycy.

Tabela 3.39: Aspekty ekonomiczne związane ze strącaniem chemicznym

Rodzaj kosztów	Koszty
Koszty inwestycyjne	EUR < 0,03 na m ³ (¹)
Koszty eksploatacji	NI
⁽¹⁾ Patrz Tabela 3.13 Uwaga: NI = Brak informacji.	

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe do wdrożenia obejmują odzyskiwanie materiału, a także redukcję zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiornika ścieków.

Przykładowe instalacje

Strącanie chemiczne to technika stosowana do oczyszczania ścieków w wielu instalacjach przemysłowych.

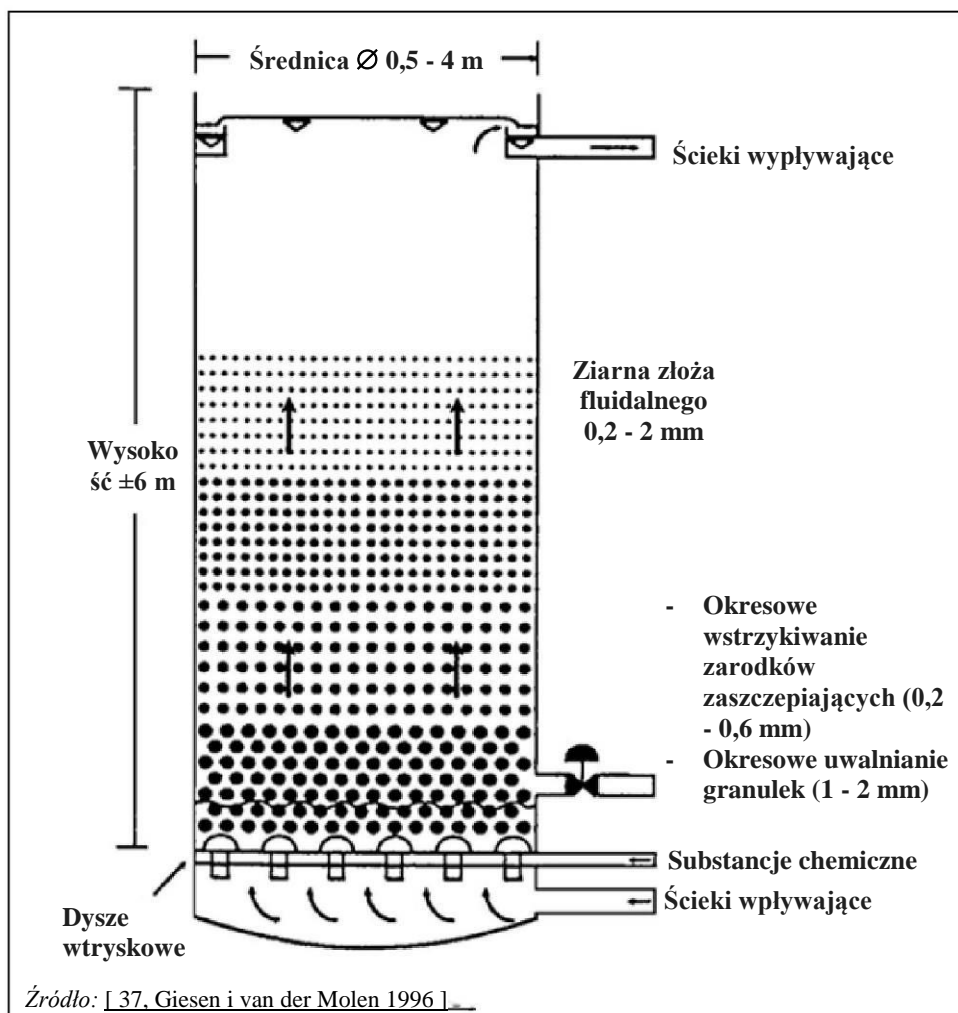
Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [63, VITO 2010] [83, TI 2007] [105, COM 2006] [216, Viavattene i wsp. 2010] [222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009] [234, US EPA 2000]

3.3.2.3.4.3 Krystalizacja

Opis

Krystalizacja jest ściśle związana ze strącaniem. W przeciwieństwie do strącania, osad nie powstaje w wyniku reakcji chemicznej w ściekach, ale jest wytwarzany na materiale zarodkowym, takim jak piasek lub minerały, eksploatowanym w procesie ze złożem fluidalnym - w układzie reaktora kulkowego. Granulki rosną i przesuwiają się w kierunku dna reaktora. Siłą napędową procesu jest dawka odczynnika i regulacja pH. Nie powstaje osad ściekowy. Zasadę działania urządzenia do krystalizacji przedstawiono na Rysunku 3.26.



Rysunek 3.26: Zasada procesu krystalizacji

Urządzenie do krystalizacji składa się głównie z:

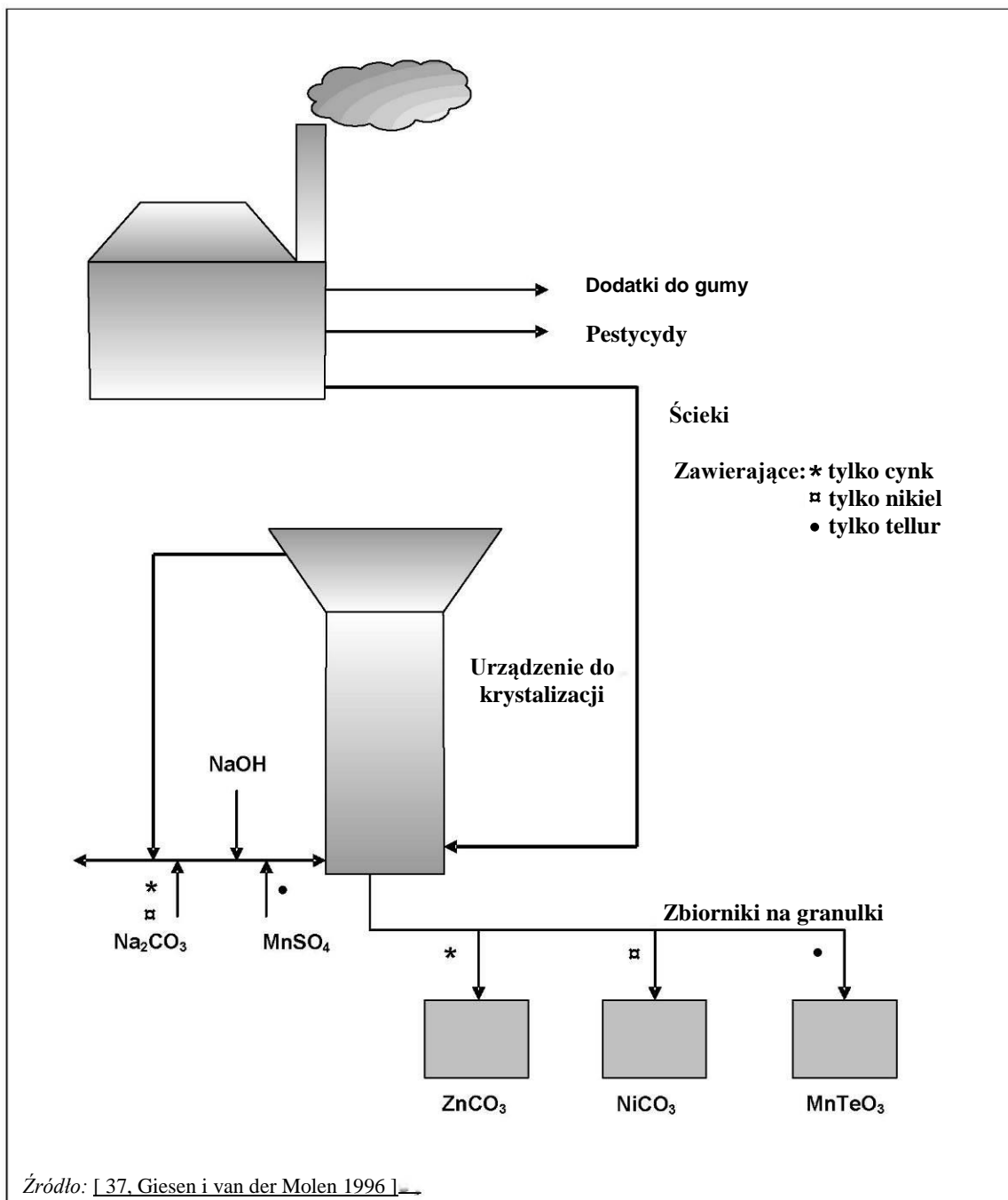
- cylindrycznego reaktora z dolnym dopływem i górnym odpływem;
- materiału zarodkowego, tj. granulek piasku filtracyjnego lub minerałów, utrzymywanego w stanie złoża fluidalnego;
- układu cyrkulacji z pompą obiegową.

Prędkość ścieków wpływających (40-120 m/h) utrzymuje granulki w stanie fluidalnym [37, Giesen i van der Molen 1996]. Warunki procesu na dnie reaktora są dobrane w taki sposób, że zachodzi stosunkowo wysokie przesylenie pożądanymi solami. Złoże fluidalne zapewnia bardzo dużą powierzchnię krystalizacji (5000-10000 m²/m³), tak, że w szybkiej i kontrolowanej reakcji na granulkach krystalizuje prawie cała zawartość anionów lub metali. Okresowo niektóre granulki usuwa się i zastępuje nowym materiałem zarodkowym. Zwykle odbywa się to raz dziennie.

Zasada działania układu cyrkulacji polega na mieszaniu ścieków wpływających ze strumieniem cyrkulacyjnym o niższym stężeniu anionów lub metali. Ze względu na układ cyrkulacji reaktor może pracować bardziej elastycznie, ponieważ:

- łatwo eliminuje się wahania strumienia wpływającego i składu;
- można oczyszczać wszystkie rodzaje ścieków o stężeniach w zakresie 10-100000 ppm, po prostu dostosowując wskaźnik cyrkulacji (bardziej stężone ścieki wymagają wyższego wskaźnika cyrkulacji);
- fluidyzacja granulek zachowuje się również, jeżeli nie doprowadza się ścieków.

Jeśli należy spełnić bardzo surowe wymagania, ścieki wypływające można oczyszczać za pomocą klasycznej lub ciągłej filtracji piaskowej lub filtracji membranowej. Ten etap filtracji może znajdować się wewnątrz pętli cyrkulacyjnej lub przy przepływie ścieków wypływających. Ścieki wypływające stosuje się do płukania zwrotnego klasycznych filtrów piaskowych. Usunięte przez filtr pozostałości ponownie rozpuszcza się przez zmieszanie z kwasem zasilającym lub zakwasza i zwraca do reaktora. Przykład procesu krystalizacji w produkcji chemicznej podano na Rysunku 3.27.



Rysunek 3.27: Wielofunkcyjne zastosowanie krystalizacji w produkcji chemicznej

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Głównym celem krystalizacji jest redukcja lub odzyskiwanie metali ciężkich. Poziomy emisji związane z krystalizacją podano w Tabeli 3.40

Tabela 3.40: Poziomy emisji związane z krystalizacją

Parametr	Poziom emisji (mg/l)	Odczynnik	Uwagi
Cynk	1	Soda, soda kaustyczna	Zasilanie 50-250 mg/l, pH 10
Nikiel	1	Soda, soda kaustyczna	Zasilanie 50-250 mg/l lub 1000 mg/l, pH 10
Tellur	1	Siarczan magnezu, soda kaustyczna	pH 9, po filtracji
Glin	20	Siarczan, soda kaustyczna	Zasilanie 50-400 mg/l

Źródło: [37, Giesen i van der Molen 1996].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Aby uzyskać dobre wyniki usuwania, odczynniki potrzebne do utworzenia osadów zwykle dodaje się nadmiernej dawce. Oznacza to, że usunięcie jednej substancji powoduje w konsekwencji dodanie innego związku nieobecnego w pierwotnym strumieniu ścieków.

Zwykle nie powstają odpady lub osad, ponieważ wytrącone sole są przyłączone do granulek. Są one prawie wolne od zanieczyszczeń, a ich zawartość wilgoci wynosi tylko do 5-10% po suszeniu w warunkach atmosferycznych [37, Giesen i van der Molen 1996]. Zatem granulki można wykorzystać do odzyskania zredukowanych substancji zanieczyszczających.

Źródłem hałasu są pompy, które mogą wymagać zabudowania w celu ograniczenia hałasu.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.41

Tabela 3.41: Materiały eksploatacyjne związane z krystalizacją

Materiał eksploatacyjny	Ilość
Substancje chemiczne do krystalizacji	NI
Energia (kWh) ⁽³⁾	220 kWh (studium przypadku wdrożenia reaktora ziarnistego do usuwania fluorku ze strumienia o natężeniu przepływu około 10 m ³ /h) [63, VITO 2010]

Uwaga: NI = Brak informacji.

Dane robocze

Monitorowanie

Ważnymi parametrami do kontrolowania są:

- przepływ wody, aby utrzymać pracę złoża fluidalnego;
- stężenie/ladunek danego metalu lub anionu w ściekach wpływających;
- dawka odczynnika w celu utrzymania optymalnych warunków krystalizacji;
- pH z tego samego powodu;
- stężenie metalu lub anionu w ściekach wpływających;

Możliwość zastosowania

W większości przypadków krystalizację stosuje się w celu usunięcia metali ciężkich ze strumieni ścieków i ich późniejszego odzyskania do dalszego wykorzystania, ale można także oczyszczać fluorki, fosforany i siarczany. Przykłady zastosowania w przemyśle chemicznym to [37, Giesen i van der Molen 1996]:

- odzyskiwanie cynku, niklu i/lub telluru w produkcji dodatków do gumy, przy stężeniach zasilania od 50 ppm do 250 ppm;
- odzyskiwanie niklu i glinu w produkcji elastomerów, urządzenie do krystalizacji działające przed centralną biologiczną OŚ, przy stężeniach zasilania odpowiednio od 50 ppm do 400 ppm dla niklu i aluminium.

Zasadniczo prawie wszystkie metale ciężkie, półmetale i aniony można usuwać ze wszystkich rodzajów ścieków drogą krystalizacji. Tworzenie granulek soli jest wykonalne, gdy rozpuszczalność wytworzonej soli jest niska, a metal lub anion szybko krystalizuje w stabilną sieć krystaliczną. W międzyczasie, metale zwykle wydzielane jako węglany, wodorowęglany, wodorotlenki, siarczki, fosforany, siarczany, fluorki itd. na ogół usuwa się jako sole wapnia [37, Giesen i van der Molen 1996].

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.42

Tabela 3.42: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z krystalizacją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Natężenie przepływu	0,1-10000 m ³ /h
Zawartość zanieczyszczenia	10 mg/l-100 g/l
Zdolność usuwania	Do 100 kg metali/anionów na godzinę na jednostkę

Zalety i wady podano w Tabeli 3.43

Tabela 3.43: Zalety i wady związane z krystalizacją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Kompaktowe i elastyczne jednostki, umożliwiające modułową konfigurację i dostosowanie do potrzeb wybór materiału • Brak produkcji osadu • Granulki bez wody o wysokiej czystości, która umożliwia odzysk lub dalsze wykorzystanie zawartości metalu w innych sektorach • Odzyskiwanie/zawracanie surowców • Proces niemal bezodpadowy 	<ul style="list-style-type: none"> • Dotyczy tylko składników jonowych tworzących sole nierozpuszczalne lub prawie nierozpuszczalne • Odczynniki ograniczone do substancji nieuznawanych za niebezpieczne • Całkowita zawartość soli w ściekach nie zmniejsza się

Ekonomika

Sytuację ekonomiczną przedstawiono w Tabeli 3.44

Tabela 3.44: Aspekty ekonomiczne związane z krystalizacją

Rodzaj kosztów	Koszt/kg ⁽¹⁾	Uwagi
Koszty:		
Koszty inwestycyjne	NI	–
Koszty eksploatacji	NI	–
Dewaluacja	3-25 USD (4-20 EUR)	W zależności od pojemności
Substancje chemiczne	0,5-2,5 USD (0,4-2,0 EUR)	W zależności od stężenia
Energia:	0,25 USD (0,20 EUR)	–
Personel	NI	1 godzina dziennie
Konserwacja	NI	3-5 % inwestycji
Korzyści:		
Ponowne wykorzystanie	0-14,5 USD (0-11,4 EUR)	W zależności od anionu lub metalu
Redukcja odpadów chemicznych	2-8 USD (1,6-6,3 EUR)	W zależności od stężenia w osadzie
Obniżenie kosztów eksploatacji w przypadku opadów	0,5-3 USD (0,4-2,4 EUR)	W przypadku oczyszczania wstępnego
Oszczędność na inwestycjach w instalacji do strącania	3-12 USD (2,4-9,4 EUR)	W przypadku oczyszczania końcowego
Obniżenie opłaty za odprowadzenie	30-40 USD (24-31 EUR)	W przypadku oczyszczania
⁽¹⁾ Koszty za kg odzyskanego anionu lub metalu.. Średni kurs wymiany walut na 1996 r.: EUR/USD = 1,275. Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [37, Giesen i van der Molen 1996].		

Studium przypadku wdrożenia reaktora ziarnistego do usuwania fluorku ze strumienia o natężeniu przepływu około 10 m³/h wskazuje na koszty inwestycyjne wynoszące 500000 EUR [63, VITO 2010]).

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest odzyskiwanie i/lub redukcja metali ciężkich ze strumieni ścieków.

Przykładowe instalacje

Sektory, w których stosuje się krystalizację, obejmują przemysł chemiczny, przemysł przetwarzania rud (metali) oraz przemysł spożywczy (fosforany z przetwarzania ziemniaków) [63, VITO 2010]. Przykłady w branży chemicznej obejmują:

- odzyskiwanie cynku, niklu i/lub telluru w produkcji dodatków do gumy [37, Giesen i van der Molen 1996];
- odzyskiwanie cynku, niklu i glinu w produkcji elastomerów [37, Giesen i van der Molen 1996];
- odzyskiwanie siarczynu sodu w przemyśle chloro-alkalicznym [110, COM 2014];
- odzyskiwanie azotanu sodu w wytwarzaniu katalizatorów metalicznych (OŚ nr 05) [137, LAWA 2008].

Literatura źródłowa

[37, Giesen i van der Molen 1996] [63, VITO 2010] [110, COM 2014] [137, LAWA 2008]

3.3.2.3.4.4 Utlenianie chemiczne

3.3.2.3.4.4.1 Informacje ogólne

Opis

Utlenianie chemiczne polega na przekształceniu zanieczyszczeń za pomocą chemicznych środków utleniających innych niż tlen/powietrze lub bakterie w podobne, ale mniej szkodliwe lub niebezpieczne związki i/lub w krótkołańcuchowe i łatwiej rozkładalne lub ulegające biodegradacji związki organiczne. Utlenianie chemiczne służy również do degradacji związków organicznych powodujących nieprzyjemny zapach, smak, barwa [159, Baig 2006] oraz do celów dezynfekcji [227, CWW TWG 2009]. Efektem ubocznym niektórych procesów utleniania chemicznego jest wytrącenie zredukowanych związków (np. żelaza, manganu, siarczków).

Chemiczne środki utleniające obejmują:

- chlor;
- wapń lub chloran (I) wapnia;
- dwutlenek chloru;
- manganian (VII) [159, Baig 2006];
- ozon (ze światłem UV lub bez niego);
- nadtlenuk wodoru;
- rodniki hydroksylowe wytworzone przez nadtlenuk wodoru (w procesie znanym jako Zaawansowany Proces Utleniania) w połączeniu z:
 - solami żelaza (II) (odczynnik Fentona [119, Pignatello i wsp. 2006]), w Sekcji 3.3.2.3.4.4.2 znajduje się szczegółowy opis techniki utleniania z udziałem nadtlenuku wodoru i katalizatora jonowego,
 - ozonem,
 - światłem UV,
 - ciśnieniem;
 - temperaturą.

Konstrukcja reaktora do utleniania zależy od jego specjalnego przeznaczenia.

- Procesy utleniania działają zwykle przy ciśnieniach do 0,5 MPa [22, BMU/LAWA 2000]. W zależności od tego, czy promieniowanie UV działa jako przyspieszacz, wyposażenie reaktora musi zapewniać źródło promieniowania, np. niskociśnieniową lampę rtęciową. W takim przypadku reaktor zwykle składa się z kwarcowych rur, przezroczystych dla promieni UV, ograniczających ścieki i lamp UV na zewnątrz lub lamp UV wewnątrz kwarcowych rur, które są zamknięte w ściekach.
- Jeśli w procesie bierze udział ozon, częścią wyposażenia jest generator ozonu, ponieważ ozon jako związku nietrwałego nie można przechowywać ani transportować i należy go generować w obiekcie. Po oczyszczeniu należy usunąć nadmiar ozonu, np. przez zastosowanie układu katalitycznego opartego na tlenku manganu. Wymogi bezpieczeństwa dotyczące pracy z ozonem są surowe.
- W przypadku stosowania nadtlenuku wodoru jako czynnika utleniającego, do wyeliminowania nadmiaru odczynnika może być konieczny adsorber GAC (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.10).
- Zastosowanie chloru wymaga specjalnego wyposażenia, takiego jak zbiorniki wytworzone z tytanu. Należy zapewnić dodatkowe instalacje, które mogą wyeliminować nadmiar chloru lub chloranu (I), np. za pomocą siarczanu (IV).

Należy zapewnić urządzenia do składowania środków utleniających, pamiętając o niebezpiecznym potencjale tych substancji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Dla nadtlenuku wodoru jako środka utleniającego, eliminację ChZT różnych substancji organicznych w funkcji wykorzystania nadtlenuku wodoru zilustrowano w Tabeli 3.45

Tabela 3.45: Eliminacja ChZT różnych substancji w funkcji zużycia H₂O₂

Substancja	Dawka H ₂ O ₂ /ChZT (%) ⁽¹⁾	ChZT eliminacja (%) ⁽²⁾	H ₂ O ₂ zużycie (%)
Morfolina	100	20	20
2-aminoetanol	100	37	37
Glikol dietylenowy	100	45	45
Glikol polietylenowy	100	35	35
Heksametylenotetraamina	100	32	32
2,4-difluoro-5-chloro-6-metylopirymidyna	100	30	30
Fenylotrifluoroetylokarbamid	80	75	94
Trifluorometyloditiokarbaminian amonu	80	79	99

⁽¹⁾ Procent ilości stechiometrycznej.
⁽²⁾ Procent wartości początkowej.
 Źródło: [251. Ullmann's 2000].

Efektywność redukcji dla technik opartych na chlorze/podchlorynie podano w Tabeli 3.46

Tabela 3.46: Efektywność redukcji utleniania chemicznego za pomocą technik opartych na chlorze/podchlorynie

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Środek utleniający	Uwagi
OWO	> 90 ⁽¹⁾	Chlor/chloran (I)	Zasilanie około 1 g/l OWO
AOX	80 ⁽¹⁾	Chlor/chloran (I)	Zasilanie około 40 mg/l AOX
Olej	75-90 ⁽²⁾	Chloran (I)	Zasilanie 10-20 mg/l
Fenole	45-70 ⁽²⁾	Chloran (I)	Zasilanie 150-200 mg/l fenoli
PAH	30-55 ⁽²⁾	Chloran (I)	Zasilanie 1-2 mg/l PAH
Cyjanki	NI	NI	–
Siarczki	NI	NI	–
Siarczany (IV)	NI	NI	–

⁽¹⁾ [22. BMU/LAWA 2000].
⁽²⁾ Ryzyko powstania chlorowanego produktu ubocznego [227. CWW TWG 2009].
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Gdy oczyszcza się ścieki z ogniotrwałymi związkami organicznymi, głównym zadaniem jest rozbicie tych związków na związki ulegające łatwiejszej biodegradacji/mniej szkodliwe (tj. wstępne trawienie). Mając to na uwadze, najbardziej praktycznym źródłem informacji zwrotnej na temat wydajności może być nie tylko wydajność usuwania samego procesu utleniania, ale ogólna redukcja tych zanieczyszczeń, uzyskana we współpracy z wcześniejszymi i kolejnymi procesami oczyszczania (np. oczyszczaniem biologicznym).

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

O ile utlenianie ozonem i/lub nadtlakiem wodoru zwykle nie stwarza problemu przechodzenia z wody do powietrza i/lub sekcji utylizacji, użycie chloru lub chloranu (I) należy dla każdego zastosowania poddać krytycznej walidacji. Jak już wspomniano, chlor i chloran (I) mogą wytwarzać chlorowane związki organiczne, które są słabo rozkładalne i/lub toksyczne. Można to również wykryć, gdy ścieki z ładunkiem związków organicznych miesza się z innymi strumieniami, które zawierają nadmiar chloranu (I) z poprzednich etapów utleniania. Ścieki poddane procesowi utleniania chlorem należy uwolnić od nadmiaru chloru lub chloranu (I) przed odprowadzeniem ich do ogólnego systemu kanalizacyjnego.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.47

Tabela 3.47: Materiały eksploatacyjne związane z utlenianiem chemicznym

Material eksploatacyjny	Ilość
Środek utleniający	2,8 mg O ₃ /g cyjanku 40-400 mg O ₃ /l do usuwania fenoli 500 mg - kilka g na litr ścieków oczyszczanych w celu usunięcia zapachu, barwy i ChZT w wypływających ściekach chemicznych
Środek niszczący nadmiar utleniacza	Tlenek manganu (MnO ₂)
Energia (kWh) (³)	NI
Energia do wytwarzania ozonu (kWh/kg O ₃)	7-13 z tlenu [159, Baig 2006] 13-20 z suchego powietrza [159, Baig 2006]
Uwaga: NI = Brak informacji.	

Przykład materiałów eksploatacyjnych można znaleźć w OFC BREF [105, COM 2006].

Dane robocze

Monitorowanie

Podczas procesu utleniania kluczowe znaczenie ma dokładne monitorowanie parametrów roboczych, na przykład:

- pH;
- potencjału redukcji;
- stężenia ozonu (stężenia ozonu 15-20% w powietrzu są bardzo niestabilne i ma on tendencję do rozkładu [3, Environment Agency (England and Wales) 1997]);
- zawartości tlenu w fazie gazowej (ze względów bezpieczeństwa);
- zawartości nadmiaru środka utleniającego w ściekach wypływających;
- zawartości AOX w ściekach wypływających, jeśli stosuje się środki na bazie chloru.

Możliwość zastosowania

Utlenianie chemiczne zwykle stosuje się, gdy ścieki zawierają zanieczyszczenia, które nie ulegają łatwej biodegradacji lub wcale nie ulegają biodegradacji (np. związki nieorganiczne), mogą zakłócać proces biologiczny lub fizykochemiczny w kolejnej OŚ lub mieć właściwości zbyt szkodliwe, by można było wprowadzić je do wspólnego systemu kanalizacji. Przykładami takich zanieczyszczeń są:

- oleje i tłuszcze (np. eter etylowo- *tert*-butylowy , eter metylo- *tert*-butylowy);
- fenole, chlorofenole;
- jednopierścieniowe węglowodory aromatyczne (BTEX);
- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (PAH);
- związki fluorowcoorganiczne (np. chlorowane rozpuszczalniki);
- barwniki (z odczynnikami Fentona);
- pestycydy;
- cyjanki;
- siarczki;
- siarczany (IV);
- kompleksy metali ciężkich.

Niektóre z tych zanieczyszczeń ulegają biodegradacji w większym lub mniejszym stopniu w zależności od optymalizacji procesu biologicznego w dalszej OŚ i można je alternatywnie oczyszczać specjalnie przystosowanymi drobnoustrojami. W takich przypadkach to, czy chemiczne utlenianie jest preferowane w stosunku do utleniania biologicznego, zależy od lokalnej sytuacji. W przypadku niewielkich ilości ścieków lub gdy nie ma możliwości oczyszczania biologicznego na terenie obiektu lub w jego pobliżu, utlenianie chemiczne może być zalecaną opcją oczyszczania zamiast instalowania centralnej biologicznej OŚ.

Rozdział 3

Reakcje utleniania z aktywnym tlenem (ozonem, nadtlenkiem wodoru), często połączone z napromieniowaniem UV, stosuje się np. do oczyszczania odcieków z wysypisk śmieci lub usuwania ogniotrwałych ChZT, związków zapachowych lub pigmentów barwiących lub do dezynfekcji.

Utlenianie chlorem lub chloranem (III) sodu można stosować w szczególnych warunkach w celu usunięcia zanieczyszczeń organicznych, nawet związków fluorowcoorganicznych. Jednak stosowanie chloru, chloranu (I) i chloranu (III) (lub odpowiednich związków fluorowców) należy w każdym przypadku dokładnie zbadać, z powodu ryzyka wytworzenia związków fluorowcoorganicznych z zawartości organicznej w strumieniu ścieków.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.48

Tabela 3.48: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z utlenianiem chemicznym

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Napromienianie UV	<ul style="list-style-type: none">Wysoka mętność powoduje słabą transmisję promieniowania UVZawartość amoniaku musi być niska, konkuruje on z rodnikami pochłaniającymi związki organiczne [3, Environment Agency (England and Wales) 1997]Substancje, które mają tendencję do gnicia obniżają wydajnośćNiecałkowite utlenianie lub tworzenie się pośrednich zanieczyszczeń może utrudnić efektywność procesu

Zalety i wady podano w Tabeli 3.49

Tabela 3.49: Zalety i wady związane z utlenianiem chemicznym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">Można oczyszczać substancje nieorganiczneMożna oczyszczać ścieki ze stężeniami ogniotrwałych ChZT w zakresie od kilku g/l do mniej niż 1 ng/l [17, US Navy 1998]Można regulować duże wahaniaWymaganie krótkiego czasu przebywania, a zatem małej objętości zbiornika (utlenianie H₂O₂ odbywa się pod ciśnieniem atmosferycznym i w temperaturze pokojowej w ciągu 60-90 minut [251, Ullmann's 2000])W celu uzyskania optymalnych wyników proces można łączyć z dowolnym innym procesem (adsorpcją GAC, odpędzaniem, biologią osadu czynnego)	<ul style="list-style-type: none">Wysokie zużycie energii: wytwarzanie ozonu, wytwarzanie promieniowania UV, ciśnienie i ogrzewanie do utleniania chloruWymaganie wysokiej jakości zasilaniaGdy jako czynnik utleniający stosuje się związki fluorowców, możliwe jest wytwarzanie związków fluorowcoorganicznychWysokie koszty jednostkowe usuwania [227, CWW TWG 2009]Tworzenie się chloramin, gdy chloran (I) przereaguje ze strumieniami odpadów zawierających NH₃ [227, CWW TWG 2009]

Ekonomika

Różne procesy utleniania chemicznego mogą być opłacalne w danym zakresie roboczym (przepływ, początkowe stężenie zanieczyszczeń). Na przykład chemiczne utlenianie oparte na promieniowaniu UV nie działa ekonomicznie, gdy spodziewane są wysokie stężenia zanieczyszczeń, ponieważ wtedy wymagane są duże ilości środka. Zaawansowane Procesy Utleniania, takie jak utlenianie UV/nadtlenkiem wodoru, UV/ozonem i UV/nadtlenkiem wodoru/ozonem, wiążą się ze stosunkowo wysokimi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi oraz wymagają większego stopnia wstępnego oczyszczania ścieków niż procesy bez napromieniowania.

Oczekuje się, że całkowite koszty utleniania chemicznego będą wysokie. Koszty eksploatacji są bardzo zmienne ze względu na wymagane substancje chemiczne, a koszty te są przeważającymi kosztami oczyszczania przez utlenianie chemiczne, co utrudnia przewidywanie kosztów

związanych z tym oczyszczaniem. Koszty inwestycji są również bardzo zróżnicowane w zależności od zastosowanej techniki. Wpłyne to również na rodzaj stosowanej substancji chemicznej i ostateczne koszty eksploatacji [216, Viavattene i wsp. 2010].

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe do wdrożenia obejmują odciążenie późniejszego biologicznego oczyszczania z ładunków ChZT/AOX, które mogą mieć działanie zakłócające, hamujące lub toksyczne.

Przykładowe instalacje

Utlenianie chemiczne stosuje się w różnych instalacjach OFC r 105, COM 2006 1.

Literatura źródłowa

[3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [17, US Navy 1998] [22, BMU/LAWA 2000] [105, COM 2006] [119, Pignatello i wsp. 2006] [159, Baig 2006] [216, Viavattene i wsp. 2010] [227, CWW TWG 2009] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.4.4.2 *Mokre utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru*

Opis

Mokre utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru jest techniką stosowaną do oczyszczania ścieków zanieczyszczonych związkami organicznymi w celu uzyskania redukcji ChZT (OWO) lub zwiększenia podatności na biodegradację zanieczyszczeń zawartych w ściekach.

Ta technika opiera się na reakcji Fentona. Polega na utlenianiu materii organicznej zawartej w ściekach przez rodniki hydroksylowe. Rodniki te powstają w wyniku reakcji nadtlenu wodoru z katalizatorem w postaci jonu żelaza (II) (tj. Fe^{2+}). Reakcję prowadzi się w kwaśnym środowisku o łagodnych warunkach temperatury (100-150°C) i ciśnienia (2-4 bary), stosując katalizator i preparaty nadtlenu wodoru jako utleniacz.

Zastosowanie silnego utleniacza (rodnika) w wyższych temperaturach i przy wyższym ciśnieniu niż w klasycznej reakcji Fentona znacznie poprawia stopień mineralizacji większości związków organicznych przy krótkich czasach przebywania i bardziej wydajnym stosowaniu nadtlenu wodoru.

Jednak przyszłość tej techniki polega na jej zastosowaniu jako wstępnego oczyszczania, po którym następuje oczyszczanie biologiczne.

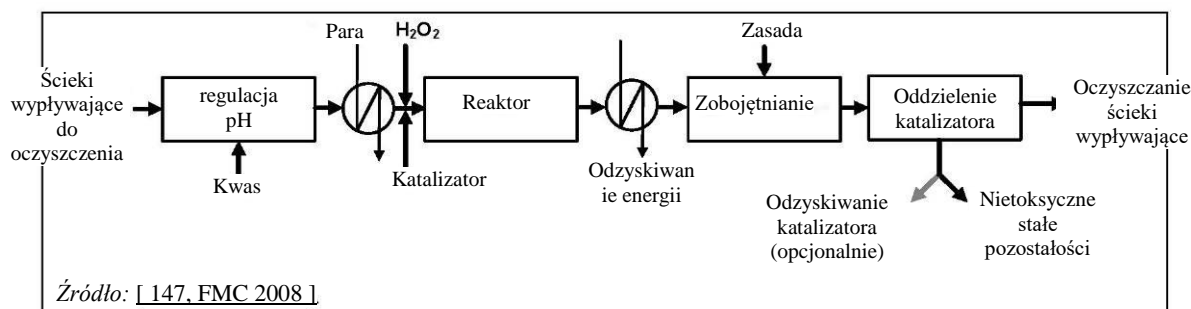
Produkty reakcji zależą od zawartości ścieków i obejmują:

- dwutlenek węgla z zawartości organicznej;
- wodę z zawartości organicznej;
- azotany (V) z azotanów (III) i związków organicznych, które zawierają azot;
- grupy amonowe ze związków aminowych;
- chlorki z chlorowanych związków organicznych;
- siarczany (VI) z siarczków, siarczanów (IV) i sulfonianów;
- fosforany (V) ze związków zawierających fosfor.

Typowe mokre utlenianie za pomocą instalacji nadtlenu wodoru składa się z następujących podsystemów.

- Zbiornik do zakwaszania.
- Wymienniki ciepła (w celu zoptymalizowania ciepła reakcji, świeże ścieki wypływające są częściowo podgrzewane przez oczyszczoną wodę).
- Reaktor zbiornikowy z ciągłym mieszaniem (lub reaktory do osiągnięcia wymaganego czasu przebywania).
- System oczyszczania następczego. Wartość pH oczyszczonych ścieków wypływających dostosowuje się do lekko zasadowego, co pozwala na strącanie katalizatora.
- Dekanter, do którego dodaje się środek flokulacyjny w celu uzyskania rozdzielenia katalizatora i cząstek stałych przez flokulację i dekantację oczyszczonej wody.
- Wirówka lub prasa filtracyjna (gdzie obojętny osad ściekowy zostaje ostatecznie odwodniony).

Schemat mokrego utleniania techniką nadtlenu wodoru przedstawiono na Rysunku 3.28.



Rysunek 3.28: Technika mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru

Mokre utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru można stosować do oczyszczania różnych rodzajów ścieków organicznych (zwłaszcza związków ogniotrwałych), np. związków fluorowcoorganicznych, chloramin, AOX, tłuszczów i smarów, fenoli, jednopierścieniowych i wielopierścieniowych związków aromatycznych, naftalenu, polichlorowanych bifenyli, barwników, pestycydów i herbicydów.

Technikę mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru stosuje się jest w wielkotonazowych fabrykach chemikaliów wysokowartościowych/specjalistycznych, zakładach petrochemicznych, produkcji barwników, tworzyw sztucznych i gumy, a także w instalacjach wytwarzających ścieki słabo ulegające biodegradacji, takie jak odcieki na wysypiskach i ścieki z zakładów przetwarzających odpady

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska obejmują:

- redukcję ChZT (OWO);
- wzrost podatności na biodegradację zanieczyszczeń zawartych w ściekach;
- redukcję ilości konkretnych związków w oczyszczonej wodzie, np.:
 - chlorowanych związków aromatycznych,
 - pochodnych fenolu i naftenu,
 - organicznych związków N (nitrowych i aminowych),
 - związków organicznych S,
 - związków organicznych P,
 - związków organicznych Cl,
 - związki nieorganiczne, takie jak azotany (III) i siarczany (IV), są utleniane do azotanów (V) i siarczanów (VI).

Efektywność środowiskową tej techniki mierzy się nie tylko za pomocą OWO, ChZT lub redukcji konkretnego związku, ale także uwzględniając poprawę biodegradacji w celu dalszego oczyszczania biologicznego. Ponadto kosztem nadmiernego zużycia można osiągnąć dodatkową redukcję. W celu optymalizacji kosztów należy osiągnąć kompromis. Przykład wydajności techniki mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru uzyskanej w jednej instalacji podano w Tabeli 3.50

Tabela 3.50: Przykład wydajności techniki mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru uzyskanej w jednej instalacji

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Uwagi
ChZT	70-99	–
OWO	70-99	–
Czarna barwa	100	–
Fenol	99,8	Wlot 900 mg/l
Aceton	99,9	Wlot 100 mg/l
Toksyczność	99,5	Wlot 1200 Equitox
Pestycydy	> 99	Wlot 2400 ppm
Toluen	98,5	Wlot 13 ppm
Anilina	95	Wlot 2 ppm
Benzotiazol	> 99	Wlot 120-200 ppm
MBT	> 99	Wlot 12-30 ppm
Etanol	> 99	Wlot 1000 ppm
Źródło: [147, FMC 2008].		

Usuwanie konkretnych związków organicznych techniką mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru przedstawiono w Tabeli 3.51

Tabela 3.51: Efektywność redukcji związana z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru

Przemysł	Główne klasy związków organicznych	Kontrolowane zanieczyszczenia	Początkowe stężenie (mg/l)	Efektywność redukcji (%)
Błonniki pokarmowe	Pirazol, pirydyna, indol, chinolina, trizon	OWO	7800	98
Poliuretan	Aniliny, nitrobenzeny, nitrofenole, fenole	OWO	10000	98
Substancje	Alkohole, kwasy organiczne	OWO	67000	99
Polimery	Siarczki organiczne i nieorganiczne	Siarczki	9900	100
Oczyszczanie ścieków	Fenole, chlorofenole;	Fenol	15282	100
Substancje	Alkohole, kwasy organiczne	OWO	27030	91
Kleje	Toluen	OWO	2272	95
Tworzywa sztuczne	Keton metylo-izobutylo-owy	OWO	11000	99
Substancje	Fenole	OWO	40300	97
Wody gruntowe	MTBE	MTBE	166	100
Środki	HEPES	OWO	5 530	97
Źródło: [147, FMC 2008].				

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Główne efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska związane z techniką utleniania za pomocą nadtlenu wodoru dotyczą potrzeby kontroli pH i wytwarzania osadu.

W zależności od intensywności oczyszczania przez utlenianie, ścieki wypływające mogą wymagać dalszego oczyszczania (np. biologicznego). W zależności od ścieków wpływających, odprowadzane gazy mogą zawierać śladowe ilości kwasu octowego i acetonu wytwarzanych w procesie, które należy oczyszczać w dalszych instalacjach dla gazów odlotowych. Nieorganiczne ciała stałe utworzone po etapie filtracji (około 1 kg/m³) są usuwane.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.52

Tabela 3.52: Materiały eksploatacyjne związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru

Material eksploatacyjny	Ilość
Nadtlenek wodoru	2,2 ppm na ppm wpływającego ChZT
Energia (kWh) (³)	NI
Uwaga: NI = Brak informacji.	

Zużycie energii jest zmienne i zależy od ilości OWO, którą należy usunąć oraz od ilości użytego nadtlenu wodoru. W przypadku dodatku H₂O₂ powyżej 2% lub usuniętego OWO powyżej 3000 mg/l, proces ten przekracza obszar spalania autotermicznego. Jeśli zainstalowano regeneracyjne wymienniki ciepła, można wykorzystać nadmiar ciepła reakcji.

Dane robocze

Typowe parametry reakcji podano w Tabeli 3.53

Tabela 3.53: Typowe parametry reakcji dla techniki mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru

Parametr	Zakres	Uwagi
Zakres temperatury	100-150 °C	–
Zakres ciśnienia	2-5 barów	–
pH	1-5	Zwykle 2-4
H ₂ O ₂ (%)	1-3 %	Maks. 4% na każdy etap w reaktorze wieloczołowym
Czas przebywania (w minutach)	30-60	NI
Katalizator (mg/l)	10-100	Fe; inne możliwe katalizatory to Cu i Mn

Monitorowanie

Podczas procesu kluczowe znaczenie ma dokładne monitorowanie parametrów roboczych, obejmujących:

- pH ścieków wpływających;
- pH w reaktorze;
- doprowadzania katalizatora;
- natężenie przepływu ścieków wpływających;
- temperaturę i ciśnienie reakcji (ze względu na proces i bezpieczeństwo);
- stężenie ChZT i nadtlenu w ściekach wpływających i wypływających;
- zawartość tlenu w wytworzonej fazie gazowej (ze względów bezpieczeństwa).

Możliwość zastosowania

Technika mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru znajduje zastosowanie we wszystkich zakładach chemicznych, które mają oczyszczać ścieki z ładunkiem substancji organicznych.

Technikę można stosować jako niezależne oczyszczanie lub w połączeniu z bardziej ekonomicznym oczyszczaniem biologicznym, w zależności od dawki utleniacza.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.54

Tabela 3.54: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Stężenie zanieczyszczenia	<ul style="list-style-type: none"> • Zalecane dla zakresu OWO 100-20 000 mg/l • Zalety niezwiązane z aspektami ekonomicznymi dla zawartości OWO poniżej 100 mg/l, z wyjątkiem celów z wartością dodaną w postaci odzyskiwania • Ilości OWO wyższe niż 10000 mg/l wymagają układu wielu reaktorów lub rozcieńczenia • Na każdy zbiornik reaktora nie można dodać więcej niż 4 % H₂O₂. Dodatki H₂O₂ między 2% a 4% są samowystarczalne termicznie [227, CWW TWG 2009]. • Jeśli stężenie fluoru wynosi > 5 mg/l, należy zastosować specjalne materiały
Nierozpuszczalne kompleksy	Szczególną uwagę należy zwrócić na nierozpuszczalne kompleksy, które mogą powstawać między solami żelaza (II) a związkami organicznymi, powodując zatykanie wymienników ciepła i straty wydajności
Nieodpowiednie zanieczyszczenia	Technika mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru jest podatna na wychwytywanie rodników hydroksylovych przez substancje niedocelowe (np. naturalną materię organiczną, halogenki) i jest nieodpowiednia dla niektórych związków (takich jak związki nadchlorowane), które zasadniczo są odporne na atak rodników hydroksylovych [119, Pisanatello i wsp. 2006]. W przypadku takich związków należy przeprowadzić specjalne testy laboratoryjne na utlenianie [227, CWW TWG 2009].

Zalety i wady podano w Tabeli 3.55

Tabela 3.55: Zalety i wady związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • W porównaniu z innymi utleniaczami luzem, nadtlenek wodoru jest niedrogi i łatwy w użyciu i nie stanowi trwałego zagrożenia dla środowiska, ponieważ łatwo rozkłada się na wodę i tlen. Podobnie żelazo jest stosunkowo niedrogie, bezpieczne i nie stanowi zagrożenia dla środowiska • Można oczyszczać ścieki o stężeniach ogniotrwałych OWO w zakresie od 20 g/l do mniej niż 100 g/l • Zanieczyszczenia organiczne można usuwać lub przekształcać w mniej niebezpieczne związki • Można regulować duże wahania natężenia przepływu • Wymagany jest krótki czas przebywania, a zatem mała objętość zbiornika. Łatwa integracja z istniejącymi oczyszczalniami • Możliwość integracji z innymi sposobami oczyszczania • Odpady stałe składają się z obojętnych soli metali 	<ul style="list-style-type: none"> • Ograniczenia związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru w oczyszczaniu ścieków wynikają głównie z potrzeby kontroli pH i wytwarzania osadu • Nadtlenek wodoru wymaga odpowiedniego (dobrze zdefiniowanego przez normy) przechowywania i użytkowania, aby uniknąć ryzyka wybuchowego rozkładu • Tworzenie osadu

Ekonomika

Przybliżone koszty inwestycyjne w zależności od przepływów ścieków wymagających oczyszczenia podano w Tabeli 3.56

Tabela 3.56: Aspekty ekonomiczne związane z mokrym utlenianiem za pomocą nadtlenu wodoru

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne	300000	Na 1 m ³ /h ścieków
	350000	Na 2 m ³ /h ścieków
	400000	Na 5 m ³ /h ścieków
	700000	Na 10 m ³ /h ścieków
	900000	Na 20 m ³ /h ścieków
Koszty eksploatacji	1-1,5 EUR/kg zredukowanego ChZT lub 3-30 EUR/m ³	–
Źródło: [147, FMC 2008].		

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe do wdrożenia obejmują odciążenie późniejszego biologicznego oczyszczania z ładunków ChZT/AOX, które mogą mieć działanie zakłócające, hamujące lub toksyczne.

Przykładowe instalacje

Przykłady procesów produkcyjnych, w których stosuje się mokre utlenianie za pomocą nadtlenu wodoru, obejmują produkcję pestycydów, przemysł farmaceutyczny, proces wytwarzania epichlorohydryny, przemysł petrochemiczny, produkcję węglowodorów aromatycznych, produkcję nadtlenu organicznych, barwniki chemiczne dla przemysłu skórzanego, przemysł garbarski, produkty pomocnicze dla przemysłu odlewniczego i gospodarkę odpadami w firmach zewnętrznych.

Przykładem zakładu chemicznego stosującego technikę mokrego utleniania za pomocą nadtlenu wodoru jest Repsol Quimica w Tarragonie, Hiszpania.

Literatura źródłowa

[119, Pignatello i wsp. 2006] [147, FMC 2008] [227, CWW TWG 2009]

3.3.2.3.4.4.3 Mokre utlenianie powietrzem

Opis

Mokre utlenianie powietrzem jest reakcją tlenu w fazie wodnej w warunkach wysokiego ciśnienia i temperatury, stosowaną w celu zwiększenia rozpuszczalności tlenu w wodzie [194, Marti'nez-Huitle i Ferro 2006]. Reakcja często zachodzi w obecności katalizatorów. Produkty reakcji zależą od zawartości ścieków i obejmują:

- tlenek węgla z zawartości organicznej;
- dwutlenek węgla z zawartości organicznej;
- wodę z zawartości organicznej;
- azot z hydrazyny lub z amoniaku/jonów amonowych i związków organicznych zawierających azot, jeśli stosuje się katalizator;
- azotany (V) z azotanów (III) i związków organicznych, które zawierają azot;
- jony amonowe, w nieobecności katalizatora;
- chlorki (chlorowódór) z chlorowanych związków organicznych;
- siarczany (VI) z siarczków, siarczanów (IV) i tiocyjanianów;
- fosforany (V) ze związków zawierających fosfor.

W celu lepszej oceny potencjalnego zakresu zastosowań mokrego utleniania powietrzem, korzystne okazało się opracowanie dwóch wariantów procesu o różnych warunkach reakcji:

- niskociśnieniowe mokre utlenianie powietrzem;
- wysokociśnieniowe mokre utlenianie powietrzem;

Odpowiednie różnice temperatury i ciśnienia są związane również z dużymi różnicami w czynnikach inżynierii procesowej, względach materiałowych i wymogach bezpieczeństwa zakładu [251, Ullmann's 2000].

Typowe właściwości obu wariantów podano w Tabeli 3.57

Tabela 3.57: Typowe właściwości dwóch wariantów mokrego utleniania powietrzem

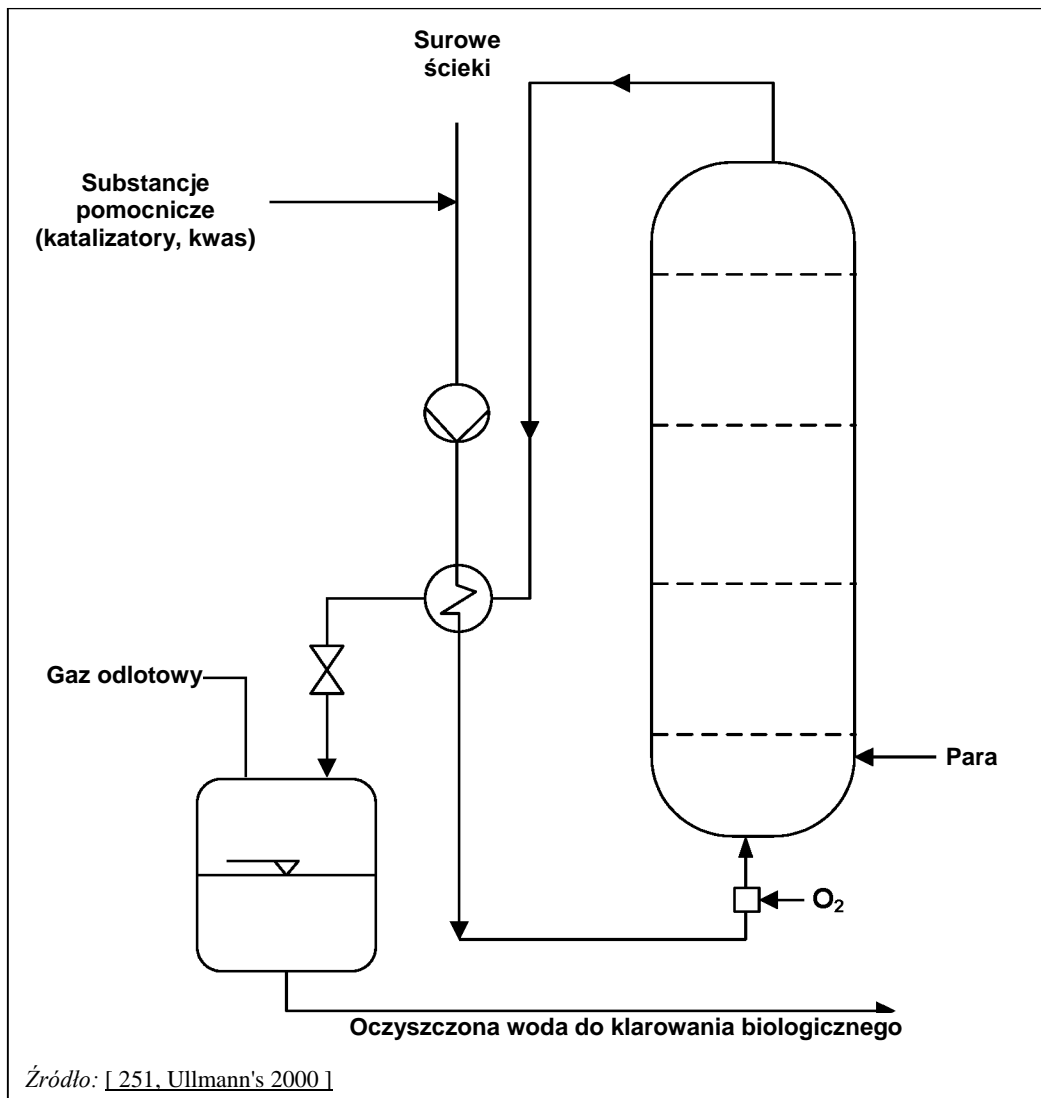
Parametr	Niskie ciśnienie	Wysokie ciśnienie
Zakres temperatury (°C)	30-200	150-340
Zakres ciśnienia (MPa)	0,5-2	> 2
Czas przebywania (h)	0,5-3	0,5-3

Sprzęt i konstrukcja dla procesu niskociśnieniowego mokrego utleniania powietrzem obejmują [7, Joziassse i Pols 1990]:

- zbiornik reaktora zgodnie z zastosowanym ciśnieniem i temperaturą, w tym:
 - dobrze zmieszana, pionową kolumnę barbotażową bez mechanicznego mieszania,
 - poziomy reaktor z mieszanymi szeregami przedziałów,
 - reaktor głębokoszybowy,
 - reaktor ze złożem nieruchomym z katalizatorem;
- pompę wysokociśnieniową do transportu ścieków lub osadów;
- sprężarkę do dostarczania powietrza/tlenu;
- separator gazu i cieczy;
- zawory redukcyjne;
- system wymiennika ciepła z urządzeniami do wstępnego podgrzewania do wprowadzania ścieków.

Wymagania materiałowe dla gorących części instalacji są bardzo wysokie. Odpowiednie wyposażenie dla temperatur <160 °C musi być emaliowane lub pokryte PTFE, a części metalowe, które należy eksploatować w temperaturze do 200 °C muszą być wytwarzane z tytanu lub jego stopów z palladem. Wymagania dla wariantu wysokociśnieniowego to specjalne stopy tytanu do ogrzewanych powierzchni i odporna na chlorki stal nierdzewna do zimnych części [251, Ullmann's 2000].

Przykład procesu niskociśnieniowego mokrego utleniania powietrzem przedstawiono na Rysunku 3.29.



Rysunek 3.29: Schemat poglądowy instalacji cyklopiroksu pracującej w warunkach 120–200 °C i 0,3–2,0 MPa z czasem retencji < 3 h

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Kiedy głównym celem jest eliminacja ogniotrwałych substancji organicznych i/lub inhibitorów do późniejszego biologicznego oczyszczania, zwykle odbywa się to w wyniku dwuetapowej metody obejmującej:

- rozbitcie ogniotrwałych związków na związki łatwo ulegające degradacji;
- doprowadzenie tych ścieków do biologicznej (centralnej) OŚ.

W związku z tym wydajności nie ocenia się tylko na podstawie efektywności procesu utleniania, ale również biorąc pod uwagę wydajność następnego procesu biologicznego.

W przypadku wariantu niskociśnieniowego, zgłoszono dane podane w Tabeli 3.58 .

Tabela 3.58: Efektywność redukcji związana z niskociśnieniowym mokrym utlenianiem powietrzem

Parametr	Wydajność	Uwagi
ChZT	60-90 % ⁽¹⁾	Przykład: 85% redukcji przez mokre utlenianie powietrzem (190°C, 2 MPa), a następnie 90% redukcji po etapie klarowania biologicznego, w sumie 98 % redukcji ChZT ⁽²⁾
	50 % ⁽³⁾	90 % po oczyszczaniu biologicznym
AOX	60-> 90 % C ¹) ⁽²⁾	Temperatura reakcji 190 °C
BZT/ChZT	wzrost od 0,1 do 0,5 ⁽²⁾	Temperatura reakcji 190 °C
Siarczek sodu	< 1 mg/l ⁽⁴⁾	Początkowe stężenie 30 g/l, 160 °C, 0,9 MPa
⁽¹⁾ [22, BMU/LAWA 2000]. ⁽²⁾ [251, Ullmann's 2000]. ⁽³⁾ [87, UBA DE 2000]. ⁽⁴⁾ [76, Ecker i Winter 2000].		

W przypadku wariantu wysokociśnieniowego, zgłoszono dane podane w Tabeli 3.59 .

Tabela 3.59: Efektywność redukcji związana z wysokociśnieniowym mokrym utlenianiem powietrzem

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Uwagi
ChZT	99 ⁽¹⁾	Początkowe stężenie 30 g/l, 250 °C, 7 MPa
OWO	95 ⁽²⁾	280 °C, 12 MPa
AOX	80 ⁽²⁾	280 °C, 12 MPa
Aminy aromatyczne	76-83 ⁽³⁾	Początkowy OWO 14,6 g/l, pH 1,1-10, 280-300 °C
Azotowe związki heterocykliczne	77-92 ⁽³⁾	Początkowy OWO 1,1-14,3 g/l, pH 1,1-10, 280-300 °C
Związki azowe	97-99 ⁽³⁾	Początkowy OWO 13,1 g/l, pH 1,5-10, 280-300 °C
Kwasy nitrosulfonowe	76-84 ⁽³⁾	Początkowy OWO 14,0 g/l, pH 1,5-10, 280-300 °C
Tlenowe związki heterocykliczne	80-87 ⁽³⁾	Początkowy OWO 52 g/l, pH 11,5, 280-300 °C
Kwasy sulfonowe zawierające Cl	90-93 ⁽³⁾	Początkowy OWO 3,5 g/l, pH 1,6, 280-300 °C
Kwasy aminosulfonowe	80-88 ⁽³⁾	Początkowe OWO 20-24 g/l, pH 1,4-2,2, 280-300 °C
Kwasy aminopolisulfonowe	64-65 ⁽³⁾	Początkowy OWO 47,6 g/l, pH 0,5, 280-300 °C
Związki nitrowe	93-94 ⁽³⁾	Początkowy OWO 6 g/l, pH 9,3, 280-300 °C
Związki tlenowe	75-81 ⁽³⁾	Początkowy OWO 9,2 g/l, pH 2,2, 280-300 °C
Ścieki mieszane	77-81 ⁽³⁾	Początkowy OWO 11,4 g/l, pH 1,9, 280-300 °C
⁽¹⁾ [76, Ecker i Winter 2000]. ⁽²⁾ [87, UBA DE 2000]. ⁽³⁾ [251, Ullmann's 2000].		

Jako przykład zastosowania wysokociśnieniowego mokrego utleniania powietrzem do niskich stężeń OWO, podano usuwanie pestycydów w Tabeli 3.60

Tabela 3.60: Przykład osiągniętych poziomów emisji pestycydów przy zastosowaniu wysokociśnieniowego mokrego utleniania powietrzem

Zanieczyszczenie	Stężenie w ściekach wpływających (M8/l)	Stężenie w ściekach wypływających (MS/l)
Aldryna	500	< 50
DDT	21000	< 300
Endosulfan	18400	291
Endryna	3600	< 100
2,4-dichlorofenol	180	< 3,1

Źródło: [3, Environment Agency (England and Wales) 1997]

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

W niekorzystnych warunkach może dojść do wytworzenia lub odtworzenia dioksyn, więc pozostałości mogą wymagać dalszego oczyszczania. Ścieki wypływające z tego procesu - wodne i gaz wylotowy (tlenek węgla, niższe węglowodory) - należy poddać dalszemu oczyszczaniu, np. oczyszczaniu biologicznemu, adsorpcji lub odpędzaniu ścieków, odpylaniu mokremu gazu, biofiltracji lub termicznemu/katalitycznemu utlenianiu gazów odlotowych.

Mokre utlenianie powietrzem oznacza zużycie powietrza, tlenu i energii. Zużycie energii zależy od ładunku OWO. Gdy zawartość OWO przekracza zakres autotermiczny, wytworzone ciepło można wykorzystać za pomocą zainstalowanych wymienników ciepła.

Dane robocze

Monitorowanie

Podczas całego procesu dla zapewnienia prawidłowego działania, niezbędne jest dokładne monitorowanie parametrów roboczych, takich jak ciśnienie, temperatura i zawartość tlenu.

Możliwość zastosowania

Mokre utlenianie powietrzem stosuje się w przypadku ścieków zawierających zanieczyszczenia, które nie ulegają łatwo biodegradacji lub mogą zakłócać proces biologiczny w dalszej biologicznej OŚ lub które mają właściwości, które są zbyt szkodliwe, aby można było je uwolnić do zwykłego systemu kanalizacji. Stosuje się je również do oczyszczania osadów (patrz Sekcja 3.4.2). Substancje korzystnie rozważane w tej technice przy użyciu wariantu niskociśnieniowego to:

- azotany (III), który przekształca się w azotany (V) w jednoetapowym procesie w temperaturze 30-50 °C;
- siarczany (IV) z produkcji barwników, który przekształca się w siarczany (VI) w dwuetapowym, jednorodnie katalizowanym procesie w temperaturze 120-140 °C i pod ciśnieniem 0,6 MPa [251, Ullmann's 2000];
- pochodne fenolu i naftenu przekształcane w temperaturze 120-150 °C;
- chlorowane związki aromatyczne, które przekształca się w procesie katalizowanym w temperaturze 120-190 °C.

Substancje, w przypadku których wykorzystuje się wariant wysokociśnieniowy to:

- organiczne związki nitrowe przekształcane w azot;
- organiczne związki aminowe lub związki aromatyczne, które zawierają heteroatomy azotu przekształcane w amoniak;
- organiczne związki siarki przekształcane w siarczany (VI);
- organiczne związki fosforowe przekształcane w fosforany (V);
- chlorowane związki organiczne przekształcane w kwas chlorowodorowy.

Przykłady procesów produkcyjnych, w których stosuje się mokre utlenianie powietrzem, obejmują [87, UBA DE 2000]:

- produkcję barwników i półproduktów;
- utlenianie sulfonianów aromatycznych;
- produkcję pochodnych fenolu lub naftolu;
- produkcję węglowodorów aromatycznych.

Mokre utlenianie powietrzem może również zastąpić centralną biologiczną OŚ, jeżeli ilość ścieków jest zbyt mała, aby uzasadniała utworzenie takiej instalacji lub jeśli nie stosuje się żadnego oczyszczania biologicznego.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.61

Tabela 3.61: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mokrym utlenianiem powietrzem

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Stężenie zanieczyszczenia	<ul style="list-style-type: none"> • Brak korzyści dla niskich stężeń ChZT (szybkości utleniania większości składników organicznych są zbyt małe, aby umożliwić wydajne zastosowanie [194, <u>Martinez- Huitle i Ferro 2006</u>]); zalecane dla stężeń ChZT między 5000 mg/l a 50000 mg/l [87, <u>UBA DE 2000</u>], przy czym stężenia między 6000 mg/l a 8000 mg/l są autotermiczne [251, <u>Ullmann's 2000</u>], a stężenia powyżej 100000 mg/l wymagają rozcieńczenia [3, <u>Environment Agency (England and Wales) 1997</u>] • W wariacie wysokociśnieniowym wymagane są stężenia ChZT powyżej 50000 mg/l, aby wyrównać całkowite zapotrzebowanie na energię w procesie [251, <u>Ullmann's 2000</u>] • Stężenia fluorków: < 5 mg/l dla wariantu wysokociśnieniowego, < 10 mg/l dla wariantu niskociśnieniowego; wyższe stężenia wymagają wstępnego oczyszczania, np. przez strącenie za pomocą soli wapnia i późniejszą filtrację [87, <u>UBA DE 2000</u>] • Stężenia fluorków spójne z rozpuszczalnością fluorku wapnia wystarczają do zainicjowania korozji przy pH <5 (wariant wysokociśnieniowy) [251, <u>Ullmann's 2000</u>] • Ładunki soli należy minimalizować tak dalece, jak to możliwe, przynajmniej w wariacie wysokociśnieniowym, z powodu korozji [22, <u>BMU/LAWA 2000</u>], np. [87, <u>UBA DE 2000</u>]: <ul style="list-style-type: none"> - sole < 150 g/l - chlorki < 50 g/l - fosforany (V) < 400 mg/l - NH₄-N < 2,5 mg/l - Ca, Fe, Al, Cu < 100 mg/l
Wahania w ściekach	<ul style="list-style-type: none"> • Ścieki należy zebrać i ujednoczyć (patrz Sekcja 3.3.2.1) przed instalacjami utleniającymi

Zalety i wady podano w Tabeli 3.62

Tabela 3.62: Zalety i wady związane z mokrym utlenianiem powietrzem

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Można oczyszczać ścieki o względnie wysokich stężeniach ChZT • Zanieczyszczenia nieorganiczne można usunąć lub przekształcić w mniej niebezpieczne substancje • Możliwość połączenia z innymi sposobami oczyszczania 	<ul style="list-style-type: none"> • Możliwość wytworzenia dioksyn [22, <u>BMU/LAWA 2000</u>]

Ekonomika

Oczyszczanie za pomocą mokrego utleniania powietrzem zwykle porównuje się z oczyszczaniem przez spopielanie zarówno pod względem oczyszczania, jak i aspektów ekonomicznych. Oczekuje się, że całkowity koszt dla niektórych branż będzie bardzo wysoki. Głównym powodem są specjalne urządzenia wymagane do oczyszczania w warunkach wysokiego ciśnienia i temperatury. Koszty eksploatacji i konserwacji są wyższe niż koszty inwestycyjne. Zakres kosztów na m³ zależy od oczyszczanego ChZT. Aspekty ekonomiczne dla techniki mokrego utleniania powietrzem podano w Tabeli 3.63 [216, Viavattene i wsp. 2010].

Tabela 3.63: Aspekty ekonomiczne związane z mokrym utlenianiem powietrzem

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne	2-12 milionów EUR 10-40 EUR na m ³	Dla zdolności oczyszczania poniżej 200 m ³ /dzień
Koszty eksploatacji i konserwacji	NI	W temperaturze 100 °C
	NI	W temperaturze 200 °C
	40-80 EUR na m ³	Do 100 na m ³ , jeśli konieczne jest oczyszczanie następcze ścieków wypływających
Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [216, Viavattene i wsp. 2010].		

Siła napędowa dla wdrożenia

Siły napędowe do wdrożenia obejmują odciążenie późniejszego biologicznego oczyszczania z ładunków ChZT/AOX, które mogą mieć działanie zakłócające, hamujące lub toksyczne.

Przykładowe instalacje

Utlenianie chemiczne stosuje się w różnych zakładach OFC [105, COM 2006] i zakładach LVOC (np. Repsol Quimica, Tarragona, Hiszpania).

Literatura źródłowa

[3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [7, Joziase i Pols 1990] [22, BMU/LAWA 2000] [76, Ecker i Winter 2000] [87, UBA DE 2000] [105, COM 2006] [194, Martinez-Huitle i Ferro 2006] [216, Viavattene i wsp. 2010] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.4.5 Redukcja chemiczna

Opis

Redukcja chemiczna polega na przekształceniu zanieczyszczeń przez chemiczne środki redukujące na podobne, ale mniej szkodliwe lub niebezpieczne związki. Typowe chemiczne środki redukujące obejmują:

- dwutlenek siarki;
- wodorosiarczan (IV)/ disiarczan (IV) sodu;
- siarczan żelaza (II);
- siarczek sodu i wodorosiarczek sodu;
- mocznik lub kwas amidosulfonowy (przy niskim pH).

Te substancje chemiczne styka się z odpowiednimi rodzajami odpadów w odpowiednich warunkach pH i stężenia. Redukcja chemiczna zwykle prowadzi do produktów, które można łatwiej poddać oczyszczaniu w dalszych zakładach oczyszczania, takich jak jednostka strącania chemicznego.

Konstrukcja reaktora do oczyszczania zależy od jego specjalnego przeznaczenia. Podstawowym urządzeniem jest reaktor zbiornikowy z ciągłym mieszaniem, dostosowany do wymagań procesu, np. odporny na korozję i ciśnienie materiał lub pokrywa i przewody dla powstających gazów. Należy zapewnić dodatkowe instalacje w celu wyeliminowania nadmiaru środka redukującego, np. chloranu (I) lub nadtlenu wodoru do utlenienia siarczanów (IV) do siarczanów (VI). Ten problem można zmniejszyć przez dostosowanie do projektu i parametrów roboczych, np. przez kontrolę pH i potencjału redukcji. Zakłady redukcji chemicznej nie muszą być szczególnie skomplikowane i kosztowne. Tam gdzie odpowiednie jest ciągle/automatyczne przetwarzanie, koszty inwestycyjne mogą być wyższe, ale zwykle są kompensowane przez niższe koszty eksploatacji. Proces prowadzi się w całkowicie automatycznych urządzeniach obsługiwanych przez monitorowanie zastępczego parametru wskaźnikowego, zazwyczaj potencjału redukcji.

Należy zapewnić urządzenia do składowania środków redukujących, pamiętając o niebezpiecznym charakterze tych substancji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Nie trzeba uwzględniać żadnych szczególnych problemów środowiskowych. Powstające gazy wychwytuje się i kieruje do dalszych instalacji oczyszczania gazów odlotowych.

Redukcja chemiczna oznacza zużycie środka redukującego, a w niektórych przypadkach także zużycie energii i/lub innego środka chemicznego w celu zniszczenia nadmiaru środka redukującego. Zużycie środków redukujących zależy od ładunku zanieczyszczeń; zużycie substancji chemicznych do niszczenia nadmiaru odczynników zależy od jakości przetwarzania.

Dane roboczeMonitorowanie

Reakcję monitoruje się i kontroluje przez niezależne pętle sterowania i obejmuje to:

- dodawanie wodorotlenku sodu/kwasu przy kontroli pH;
- dodawanie środka redukującego przy kontroli potencjału redukcji.

Ścieki należy sprawdzić pod kątem nadmiaru środków redukujących.

Możliwość zastosowania

Redukcję chemiczną stosuje się do ścieków zawierających zanieczyszczenia, które nie dają się łatwo usuwać lub mają właściwości, które są zbyt szkodliwe, aby mogły zostać uwolnione do zwykłego systemu kanalizacji. Docelowymi zanieczyszczeniami są związki nieorganiczne: redukcja chemiczna jest mniej skuteczna w przypadku związków organicznych.

Przykładami takich zanieczyszczeń są:

- chrom (VI), który redukuje się do chromu (III);
- chlor lub chlorany (I), które redukuje się do chlorków;
- nadtlenek wodoru, który redukuje się do wody i tlenu;
- azotany (III), stosując mocznik lub kwas amidosulfonowy przy niskim pH.

Częstą dalszą operacją w związku z redukcją chemiczną jest strącanie chemiczne.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.64

Tabela 3.64: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z redukcją chemiczną

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Substancje	Liczba poddawanych substancji nieorganicznych jest ograniczona
pH i potencjał redukcji	Wydajność w dużym stopniu zależy od pH i potencjału redukcji, dlatego niezbędna jest ścisła kontrola tych parametrów
Warunki reakcji	Wymagane jest dobre mieszanie

Zalety i wady podano w Tabeli 3.65

Tabela 3.65: Zalety i wady związane z redukcją chemiczną

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Można oczyszczać ścieki w dużym zakresie stężeń (od kilku g/l do mniej niż 1 mg/l) 	<ul style="list-style-type: none"> • Powszechne jest tworzenie gazu; przy użyciu siarczku, możliwe jest tworzenie siarkowodoru

Ekonomika

Przy połączeniu wysokich stężeń zanieczyszczeń i dużej ilości środka redukującego mogą istnieć inne techniki oczyszczania, które są bardziej opłacalne.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest przekształcenie trudnych do oczyszczenia zanieczyszczeń w łatwo usuwalne związki w celu dalszego oczyszczania i usuwania.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

Brak literatury źródłowej.

3.3.2.3.4.6 Hydroliza chemiczna

Opis

Zasadniczo, hydroliza jest techniką niszczącą. Jest to reakcja chemiczna, w której składniki organiczne i nieorganiczne reagują z wodą, pękając z wytworzeniem mniejszych związków. W niektórych przypadkach reakcja przebiega dalej i powstają inne produkty, zazwyczaj związki krótkołańcuchowe i łatwo ulegające biodegradacji. Na ogół konieczne jest dalsze oczyszczanie strumienia poddanego hydrolizie chemicznej, np. w centralnej biologicznej OŚ.

Zwykle procesy hydrolizy prowadzi się w warunkach ciśnienia i temperatury otoczenia. Gdy wymagana jest wysoka temperatura, reaktor musi być wyposażony w system wymiennika ciepła z urządzeniami do podgrzewania ścieków wpływających. W niektórych przypadkach mogą być wymagane autoklawy, co zapewnia temperatury znacznie powyżej 100 °C i ciśnienia do 0,5-1 MPa. Procesy są okresowe i wymagają personelu do ładowania i opróżniania zbiornika. Jeżeli w wyniku chemicznego rozkładu zanieczyszczeń otrzymuje się związki o niskiej (niższej) temperaturze wrzenia, zakład może być również wyposażony w urządzenia próżniowe do usuwania zanieczyszczonej cieczy i pary oraz umożliwienia stosowania więcej niż jednego cyklu temperatury i ciśnienia bez potrzeby otwierania zbiornika.

Ponieważ nadmiar kwasów lub zasad trzeba zubożyć po operacji oczyszczania, należy zapewnić dodatkowe instalacje. Wymogi bezpieczeństwa dotyczące pracy z silnymi kwasami i zasadami są rygorystyczne. Ich zastosowanie wymaga specjalnego sprzętu odpornego na korozję.

Należy zapewnić urządzenia do składowania kwasów i zasad, pamiętając o niebezpiecznym potencjale tych substancji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji zależy w dużej mierze od struktury chemicznej związku, a także od pH i temperatury ścieków. Można osiągnąć degradację ilościową, ale wymagane są badania pilotażowe w celu uzyskania indywidualnych warunków oczyszczania.

Ponieważ głównym celem jest eliminacja ogniotrwałych substancji organicznych i/lub inhibitorów późniejszego oczyszczania biologicznego, wydajności nie ocenia się tylko na podstawie efektywności procesu hydrolizy, ale również biorąc pod uwagę wydajność następnego procesu biologicznego.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Hydroliza chemiczna mocnymi zasadami (NaOH i Ca(OH)₂) lub kwasami (H₂SO₄) zazwyczaj nie powoduje przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, np. z wody do powietrza i/lub odpadami do usunięcia.

Uwalnianiu zapachowych lub innych lotnych substancji, jeżeli można się tego spodziewać, zwykle zapobiega się, zakrywając zbiornik lub pracując w zamkniętym zbiorniku i kierując wywiewane powietrze do systemu redukcji gazów (patrz Sekcja 3.5.5.4).

Hydroliza chemiczna oznacza zużycie substancji chemicznych i energii.

Dane robocze**Monitorowanie**

Podczas procesu hydrolizy kluczowe znaczenie ma dokładne monitorowanie parametrów roboczych, na przykład:

- temperatury;
- pH;
- ciśnienia;
- czasu przebywania (h).

Ścieki wypływające należy sprawdzić pod względem konkretnych zdegradowanych związków i nadmiaru środków kwasowych/zasadowych.

Możliwość zastosowania

Hydrolizę chemiczną stosuje się w przypadku strumieni ścieków zawierających zanieczyszczenia, które nie ulegają łatwo biodegradacji lub mogą zakłócać proces biologiczny w dalszej biologicznej OŚ lub mieć właściwości, które są zbyt szkodliwe, aby można było je uwolnić do zwykłego systemu kanalizacji. Przykładami takich zanieczyszczeń są:

- związki fluorowcoorganiczne;
- pestycydy;
- organiczne cyjanki;
- organiczne siarczki;
- organiczne fosforany;
- karbaminiany;
- estry;
- amidy.

Częste operacje związane z hydrolizą chemiczną obejmują:

- zubożnianie chemiczne;
- utlenianie chemiczne;
- strącanie.

Efektywność redukcji zależy w dużej mierze od struktury chemicznej związku chemicznego, a także od pH i temperatury ścieków, co może powodować poniższy efekt:

- wzrost temperatury pociąga za sobą wzrost szybkości hydrolizy;
- niskie lub wysokie pH może zwiększać szybkość reakcji, w zależności od odczynnika, np. estry kwasu fosforowego (V) i chlorowane związki organiczne korzystnie hydrolizuje się w warunkach zasadowych;
- katalizatory mogą zwiększać szybkość reakcji.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.66

Tabela 3.66: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z hydrolizą chemiczną

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
pH	Kwaśne lub zasadowe
Temperatura	15-80 °C, do 120 °C pod ciśnieniem
Zakres stężeń	1 mg/l-100 g/l
Właściwości substancji	Nie nadaje się do substancji wymagających skrajnych warunków eksploatacji
Rozpuszczalność w wodzie	Niska rozpuszczalność w środowisku wodnym może ograniczyć możliwości zastosowania

Zalety i wady podano w Tabeli 3.67

Tabela 3.67: Zalety i wady związane z hydrolizą chemiczną

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Można oczyszczać ścieki o dużym zakresie ogniotrwałego ChZT Proces można łączyć z wieloma dalszymi operacjami oczyszczania, takimi jak adsorpcja GAC, odpędzanie powietrza/par, biologia osadu czynnego 	<ul style="list-style-type: none"> Zwykle wymagane jest chemiczne zobojętnienie hydrolizowanego strumienia, co pociąga za sobą dodatkowe obciążenie solą odbiornika i/lub dodatkowy osad do usunięcia. Mogą uwalniać się gazy i pary Często potrzebne jest wysokie ciśnienie i/lub ogrzewanie, co powoduje znaczne zużycie energii

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest przekształcenie trudnych do oczyszczenia zanieczyszczeń w łatwo usuwalne związki w celu dalszego oczyszczania i usuwania.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[22, BMU/LAWA 2000]

3.3.2.3.4.7 Nanofiltracja (NF) i odwrócona osmoza (RO)

Opis

Proces membranowy to przenikanie cieczy przez membranę w celu rozdzielenia na przesącz przechodzący przez membranę i zatrzymany koncentrat. Siłą napędową tego procesu jest różnica ciśnienia po obu stronach membrany.

Membrany do nanofiltracji (NF) i odwróconej osmozy (RO) mogą zatrzymywać wszystkie cząstki do wielkości cząsteczek organicznych, a nawet jony. Pod warunkiem, że zasilanie nie zawiera cząstek cząstek, membrany te stosuje się głównie, gdy pożądane jest całkowite odzyskanie przesączu i/lub koncentratu.

Membrany NF przepuszczają wodę, jony jednowartościowe (na przykład fluorki, chlorek sodu i potasu) i azotany (V), zatrzymując jednocześnie jony wielowartościowe (np. siarczany (VI) i fosforany (V)). Sole stają się stężone i usuwa się je jako stężoną solankę. Membrany RO mają najmniejszą wielkość porów (<0,002 μm) stosowaną w separacji ciecz/ciecz. Przepuszczają one wodę i zatrzymują substancję rozpuszczoną (np. sole, jony metali i niektóre substancje organiczne). Sole stają się stężone i usuwa się je jako stężoną solankę [161, WEF 2008].

Typowe właściwości membran NF i RO przedstawiono w Tabeli 3.68

Tabela 3.68: Charakterystyka NF i RO

Parametr	Technika	
	NF	RO
Średnica porów (μm) ⁽¹⁾	0,001-0,01	< 0,002
Ciśnienie robocze (MPa)	0,5-3 ⁽²⁾ 0,5-1 ⁽³⁾	1-8 ⁽³⁾
Wielkość przekroju (nm) ⁽²⁾	> 1 200-1000 g/mol	< 1000 g/mol
Minimalna wielkość usuwanych cząstek ⁽³⁾	200-400 Daltonów Jony wielwartościowe	50-200 Daltonów Wszystkie jony
Przepływ przesączu ($\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$)	< 100	10-35
Natężenie przepływu krzyżowego	1-2	< 2
Rodzaj membrany	Polimerowa asymetryczna lub kompozytowa	Polimerowa asymetryczna lub kompozytowa
Układ membrany	Spiralnie zwinięta rurkowa	Spiralnie zwinięta rurkowa
⁽¹⁾ [161, WEF 2008]. ⁽²⁾ [254, Ullmann's 2009]. ⁽³⁾ [152, Schinners i wsp. 2004].		

Membrany są dostępne w różnych materiałach i układach. Optymalna modyfikacja dla konkretnego zastosowania będzie zależać od rodzaju ścieków, ponieważ różne materiały mają różną odporność na rozpuszczone substancje. Materiały membrany dla NF obejmują octan celulozy i poliamid.

Materiały membrany do RO są organicznymi polimerami, takimi jak:

- octan celulozy;
- poliamid;
- poliimid;
- poliwęglan;
- polichlorek winylu;
- polisulfon;
- polieterosulfon;
- poliacetal;
- kopolimery akrylonitrylu i chlorku winylu;
- kompleksy polielektrolitów;
- usieciowane poli(alkohole winylowe);
- poliakrylany.

Membrany na bazie poliamidu są zwykle lepsze niż membrany na bazie octanu celulozy do usuwania śladowych ilości cząsteczek organicznych.

Procesy NF i RO zwykle przeprowadza się w przepływie krzyżowym, tj. strumień przesączu jest kierowany prostopadle do strumienia zasilającego. Zanieczyszczenia pozostają w strumieniu zasilającym, który, zmniejszając swoją objętość, opuszcza układ membranowy jako skoncentrowany strumień odpadów.

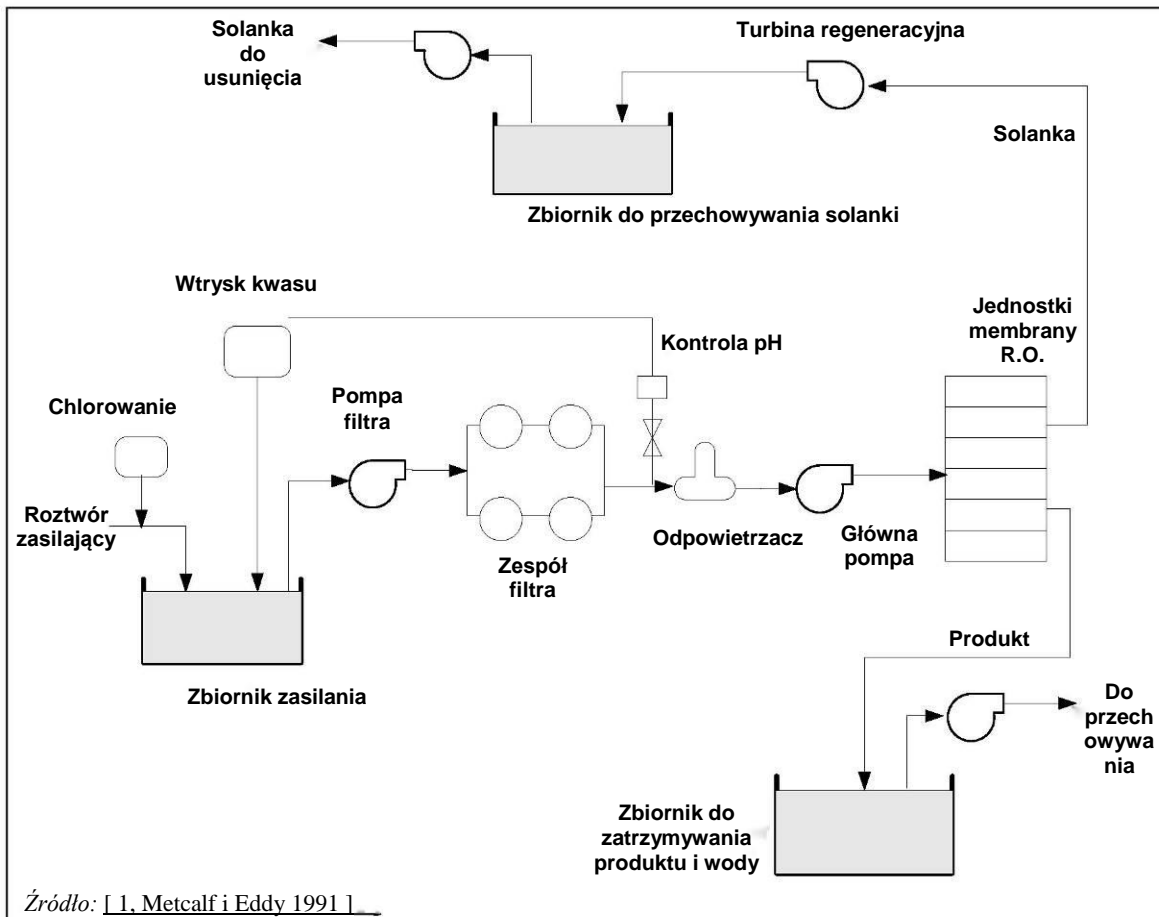
Nawet przy najlepszych warunkach i programach oczyszczania wstępnego membrany będą ulegać zanieczyszczeniu i pogorszeniu wydajności, jeśli nie zostanie zapewnione czyszczenie. Dlatego systemy membranowe powinny być zaprojektowane w taki sposób, aby moduły te można było odłączyć i oczyścić mechanicznie lub chemicznie.

Instalacja membran przemysłowych zwykle składa się z trzech oddzielnych części:

- sekcji oczyszczania wstępnego, w której zasilanie poddawane jest oczyszczaniu przez klarowanie chemiczne (strącaniu, koagulacji/flokulacji lub flotacji) i późniejszej filtracji, lub przez filtrację, a następnie UF;
- sekcji membrany, w której stosowane jest wysokie ciśnienie, a ścieki przepływają przez membranę;
- sekcji oczyszczania następczego, w której przesącz przygotowuje się do ponownego użycia lub usunięcia, a stężoną solankę zbiera się w celu dalszego oczyszczenia lub usunięcia.

Jako przykład, typowy układ RO zilustrowano na Rysunku 3.30.

Jednostki membranowe są ustawione jako moduły albo równolegle (w celu zapewnienia niezbędnej przepustowości hydraulicznej) albo szeregowo (w celu zwiększenia stopnia efektywności).



Rysunek 3.30: Układ RO

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska podano w Tabeli 3.69

Tabela 3.69: Efektywność redukcji związana z NF i RO

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	
	NF	RO
Rtęć nieorganiczna	> 90 ⁽¹⁾	NI
Rtęć organiczna	> 90 ⁽¹⁾	NI
Związki kadmu	> 90 ⁽¹⁾	NI
Tetrachlorometan	96 ⁽¹⁾	NI
1,2-dichloroetan	71 ⁽¹⁾	NI
Trichlorobenzen	96 ⁽¹⁾	NI
Perchloroeten	90-92 ⁽¹⁾	NI
Atrazyna	>76 ⁽¹⁾	84-97 ⁽¹⁾
γ-heksachlorocykloheksan	NI	99 ⁽¹⁾
DDT	NI	100 ⁽¹⁾
Aldryna	NI	100 ⁽¹⁾
Dieldryna	NI	100 ⁽¹⁾
Dichlorfos	NI	98 ⁽¹⁾
Symazyna	NI	95 ⁽¹⁾
Trifluralina	NI	99 ⁽¹⁾
Fenitrotion	NI	99 ⁽¹⁾
Azynfos metylowy	NI	98 ⁽¹⁾
Malation	NI	99 ⁽¹⁾
OWO	80-90 ⁽²⁾	NI

⁽¹⁾ [3. Environment Agency (England and Wales) 1997].
⁽²⁾ [248. UBA DE 1999].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Zastosowanie NF lub RO może również zmniejszyć zużycie wody, jeśli przesącz się zawraca/ponownie wykorzystuje. Ponadto można zmniejszyć zużycie surowca, jeżeli koncentrat podda się odzyskowi/ponownemu użyciu [110, COM 2014] [216, Viavattene i wsp. 2010].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Oczyszczanie membranowe powoduje powstanie strumienia odpadów (koncentratu), w przybliżeniu 10% pierwotnej objętości strumienia zasilającego, w którym docelowe substancje są obecne na poziomach około 10-krotności ich stężenia w ściekach. Należy dokonać oceny, czy tę pozostałość można odzyskać, usunąć czy wymaga ona dalszego oczyszczania, np. mokrego utleniania (koncentrat z wytwarzania barwników [251, Ullmann's 2000]).

W przypadku substancji organicznych wzrost stężenia może poprawić warunki kolejnych procesów niszczenia oksydacyjnego. W przypadku substancji nieorganicznych etap zateżnienia można stosować jako część procesu odzyskiwania. W obu przypadkach przesączoną wodę z procesu membranowego można potencjalnie ponownie wykorzystać lub odzyskać w procesie przemysłowym, zmniejszając w ten sposób dopływ wody i zrzut.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.70

Tabela 3.70: Materiały eksploatacyjne związane z NF i RO

Materiał eksploatacyjny	Ilość	
	NF	RO
Materiał membrany	NI	NI
Substancje chemiczne do czyszczenia	NI	NI
Energia (kWh) ⁽³⁾	1-3 ⁽¹⁾	1-3 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Zastosowanie niskociśnieniowe, < 2,5 MPa [88, Mulder 1994].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Zużycie energii jest bezpośrednio związane z wymaganiami przepływu i ciśnienia. Wiąże się to głównie z utrzymaniem minimalnej prędkości około 2 m/s na powierzchni membrany.

Dane robocze

Monitorowanie

Aby zapewnić niezawodne działanie, należy stale monitorować różnicę ciśnienia i przepływ przez membranę.

Możliwość zastosowania

NF i RO mają różne zastosowania ze względu na różne właściwości, jakie wykazują przy migracji cząstek molekularnych poprzez ich powierzchnię.

NF stosuje się do usuwania większych cząsteczek organicznych i jonów wielowartościowych w celu odzyskania i ponownego użycia ścieków lub zmniejszenia ich objętości, a jednocześnie zwiększenia stężenia zanieczyszczeń w takim stopniu, aby możliwe były dalsze procesy niszczenia.

RO jest procesem polegającym na rozdzieleniu wody i rozpuszczonych składników, nawet tak małych jak jony. Stosuje się ją, gdy wymagany jest wysoki stopień czystości. Oddzieloną fazę wodną odzyskuje się i ponownie wykorzystuje. Przykłady obejmują:

- odsalanie;
- końcowe usunięcie na przykład:
 - związków ulegających degradacji, jeśli nie jest dostępne oczyszczanie biologiczne,
 - metali ciężkich,
 - związków toksycznych;
- oddzielanie zanieczyszczeń w celu ich zatężenia lub dalszego przetworzenia.

NF i RO często stosuje się w połączeniu z technikami oczyszczania następczego dla przesączu, np. wymianą jonową (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.11) lub adsorpcją GAC (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.10).

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.71

Tabela 3.71: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z NF i RO

Technika	Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
NF	Wielkość cząstek	Ograniczona zdolność zatrzymywania zawieszonych cząstek o masie cząsteczkowej < 200 Daltonów (< 0,001 μm)
RO	Stężenie	Stężone roztwory o ciśnieniu osmotycznym tak wysokim, że albo przekraczają dostępne ciśnienie robocze, albo nie są opłacalne
	Rozpuszczalność soli	Roztwory soli o niskiej rozpuszczalności mają tendencję do strącania się, a zatem powodują zanieczyszczenie
	Monomery do polimeryzacji	Zanieczyszczenia, które mają tendencję do polimeryzacji, powodują zanieczyszczenie
Obie	Materiał membrany	Niska odporność termiczna i chemiczna ogranicza ich zastosowanie do ograniczonego zakresu pH i temperatury (18-30 °C)

Specyfikacje dla wody zasilającej są bardziej rygorystyczne w przypadku RO niż NF [63, VITO 2010].

Zalety i wady podano w Tabeli 3.72

Tabela 3.72: Zalety i wady związane z NF i RO

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Wysoka wydajność separacji Systemy modułowe, tj. elastyczność w użyciu Możliwe jest odzyskiwanie przesączu i koncentratu Niskie temperatury robocze Możliwość w pełni automatycznego działania 	<ul style="list-style-type: none"> Możliwe procesy zapychania, zatykania i zanieczyszczenia Zagęszczanie w obecności środków zmiękczających Wymagane wysokie ciśnienia. Małe strumienie przesączu

Ekonomika

Odpowiednie koszty inwestycyjne dotyczą membran i systemów pompowania. Koszty te różnią się w zależności od ciśnienia, przepływu i wymaganej powierzchni [216, Viavattene et al. 2010].

Z powodu drobnych porów membrany RO, do oddzielenia jonów metali od wody wymagane są wysokie ciśnienia robocze (690 kPa do 2410 kPa), co sprawia, że elektryczność jest głównym czynnikiem kosztów eksploatacji. Im wyższe stężenie soli, którą należy usunąć, tym wyższe będą koszty eksploatacji. Innym kosztownym elementem procesu RO jest wymiana membrany. Nawet w przypadku stosowania środków przeciwporostowych membrany należy wymieniać mniej więcej co pięć lat przez cały okres użytkowania środka trwałego. Membrany NF działają przy niższych ciśnieniach niż RO, co powoduje niższe koszty eksploatacji. Ciśnienie robocze wynosi od około jednej trzeciej do jednej drugiej wartości wymaganej dla RO. Membrany NF należy wymieniać co około pięć lat [161, WEF 2008]. W przypadku większych jednostek nie ma dowodów na wpływ wytrącania kamienia na aspekty ekonomiczne. Koszty eksploatacji i konserwacji są wyższe niż koszty inwestycyjne i można je w przybliżeniu podzielić równo na energię dla systemu pompowania, wymianę membrany i czyszczenie membrany. Z tą techniką możliwe są oszczędności wody i materiału [216, Viavattene i wsp. 2010]. Koszty tej techniki podano w Tabeli 3.73

Tabela 3.73: Aspekty ekonomiczne związane z NF i RO

Technika	Koszty inwestycyjne	Koszty eksploatacji i konserwacji
NF	100000 ⁽¹⁾ – 1000000 ⁽²⁾ EUE EUR < 0,1 na m ³	EUR < 0,4 na m ³ ⁽³⁾
RO		
⁽¹⁾ Do oczyszczania poniżej 100 m ³ /dzień ścieków (orientacyjnie). ⁽²⁾ Do oczyszczania poniżej 10000 m ³ /dzień ścieków (orientacyjnie). ⁽³⁾ Koszty eksploatacji i konserwacji obejmują energię dla systemu pompowania, wymianę membrany i czyszczenie membrany. Źródło: [216, Viavattene i wsp. 2010].		

Koszty inwestycyjne, w tym zautomatyzowanych urządzeń do czyszczenia, można podzielić w przybliżeniu w następujący sposób [33, ETBPP 1997]:

- pompy 30 %
- wymienne elementy membrany 20 %
- moduły membrany (obudowy) 10%
- rurociąg, zawory, szkielet 20%
- system sterowania 15%
- inne 5%

Koszty eksploatacji [33, ETBPP 1997] wynikają z:

- kosztów energii utrzymania ciśnienia hydrostatycznego i natężenia przepływu systemów;
- oczekiwanego okresu użytkowania membrany;
- wymaganego schematu czyszczenia;
- czynników charakterystycznych dla obiektu, np. wymagań dotyczących pracy.

Można je podzielić w przybliżeniu w następujący sposób [33, ETBPP 1997]:

- wymienne elementy membrany 35-50 %
- czyszczenie 12-35 %
- energia 15-20%
- praca 15-18 %.

Potencjalne korzyści ekonomiczne mogą wynikać ze zmniejszenia zużycia wody i/lub odzyskiwania surowców [110, COM 2014] [216, Viavattene i wsp. 2010].

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla korzystania z NF i RO jest usuwanie toksycznych lub hamujących substancji ze ścieków.

Przykładowe instalacje

Branże, w których stosuje się NF, obejmują usuwanie pestycydów w wodzie gruntowej i zmiękczenie wody.

Stosowanie NF zgłoszono w badaniu dla niektórych OŚ [222, CWW TWG 2013]:

- OŚ nr 06: NF jako główne oczyszczanie skupiające strumienie ścieków z produkcji barwników i półproduktów pochodzących z obiektu OFC. Przesącz z procesu NF odprowadza się do OŚ, a koncentrat przesyła się do spalarni osadów.
- OŚ nr 11: NF do wstępnego oczyszczania ścieków z produkcji alkanosulfonianu.

Branże, w których stosuje się RO, obejmują odsalanie wody morskiej i przetwarzanie obornika.

W przypadku OŚ nr 68 zgłoszono stosowanie RO jako oczyszczania wstępnego [222, CWW TWG 2013].

Literatura źródłowa

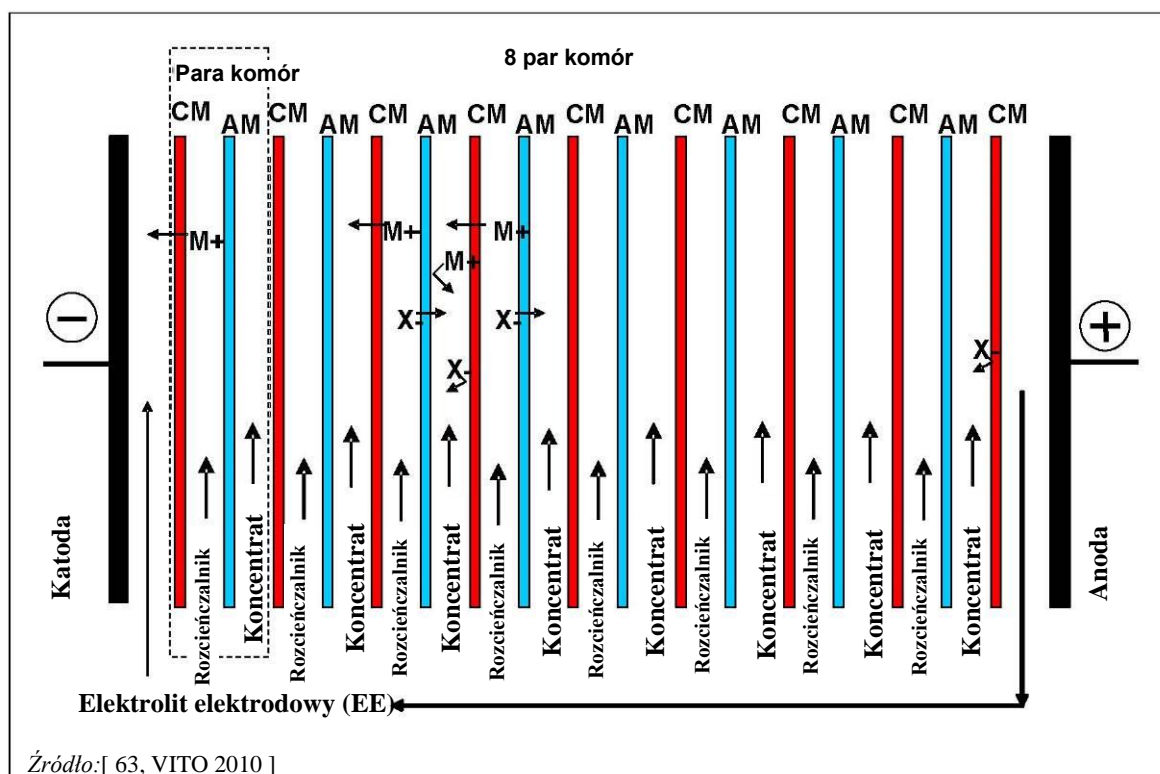
[1, Metcalf i Eddy 1991] [3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [33, ETBPP 1997] [63, VITO 2010] [87, UBA DE 2000] [88, Mulder 1994] [110, COM 2014] [152, Schippers i wsp. 2004] [161, WEF 2008] [216, Viavattene i wsp. 2010] [222, CWW TWG 2013] [251, Ullmann's 2000] [254, Ullmann's 2009]

3.3.2.3.4.8 Elektrodializa

Opis

Elektrodializa jest procesem elektromembranowym, w którym jony są transportowane przez przepuszczalne dla jonów membrany z jednego roztworu do drugiego pod wpływem gradientu potencjału. Ładunki elektryczne na jonach umożliwiają ich przechodzenie przez membrany wytworzone z polimerów jonowymiennych. Przyłożenie napięcia między dwiema elektrodami końcowymi generuje wymagane pole potencjału. Ponieważ membrany stosowane w elektrodiализie mają zdolność selektywnego przenoszenia jonów z ładunkami dodatnimi lub ujemnymi i odrzucania jonów o przeciwnym ładunku, za pomocą elektrodializy można uzyskać użyteczne zateżanie, usuwanie lub rozdzielanie elektrolitów.

Schemat techniki przedstawiono na Rysunku 3.31.



Rysunek 3.31: Elektrodializa

Membrany selektywne wobec anionów (AM) i membrany selektywne wobec kationów (CM) umieszcza się pomiędzy anodą (elektroda dodatnia) a katodą (elektroda ujemna). Pod wpływem pola elektrycznego aniony będą migrować w kierunku anody, a kationy będą migrować w kierunku katody. Aniony są zatrzymywane przez CM, a kationy przez AM, co tworzy przebieg procesu, w którym w sposób ciągły zmniejsza się liczba jonów (rozcieńczalnik) i proces, w którym zwiększa się liczba jonów (koncentrat).

Połączenie składające się z CM, AM i obu obszarów pomiędzy tymi membranami jest nazywane parą komór (patrz obszar oznaczony linią przerywaną na Rysunek 3.31). Para komór jest podstawową jednostką stosu i jest powtarzana n razy (na rysunku, $n=8$). W praktyce stos może zawierać setki par komór.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Elektrodializa pozwala na usunięcie jonów z wód procesowych lub ścieków oraz ich zateżnienie, dzięki czemu można je odzyskać/ponownie wykorzystać.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Elektrodializa wymaga użycia energii oraz substancji pomocniczych do wstępnego oczyszczania (np. flokulantów, koagulantów), a także do czyszczenia membrany. W niektórych przypadkach może być konieczne regularne czyszczenie membrany za pomocą specjalnych środków czyszczących (kwasów, zasad itd.). Średni okres użytkowania membrany do elektrodializy wynosi od pięciu do siedmiu lat.

Dane robocze

Monitorowanie

W celu optymalizacji parametrów można skonfigurować pilotażowy proces elektrodializy i wyposażyć go w określone oprzyrządowanie. Takie przyrządy powinny mierzyć ciśnienie, objętość, temperaturę, pH i przewodność. Po zoptymalizowaniu warunków dla konkretnego zastosowania, instalacja przemysłowa może zasadniczo działać niezależnie bez rozbudowanego oprzyrządowania, po zoptymalizowaniu parametrów w granicach procesu. Pod tym względem instalacja do elektrodializy zapewnia dość wysoką pewność działania, pod warunkiem, że zapobiegnie się (przypadkowemu) zanieczyszczeniu membrany.

Możliwość zastosowania

Zalety i wady podano w Tabeli 3.74

Tabela 3.74: Zalety i wady związane z elektrodializą

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">Stosunkowo łatwa w obsłudze i konserwacji	<ul style="list-style-type: none">Elektrodializa, aby była energooszczędna, musi działać poniżej granicy gęstości prądu

Ekonomika

Główne koszty związane z elektrodializą to koszty membrany i elektryczności. Granica gęstości prądu jest czynnikiem ograniczającym, ponieważ osiągnięta granica jest związana z rozszczepieniem wody, a co za tym idzie, utratą energii. Zgodnie z ogólną zasadą, w praktyce limit 3000 ppm rozpuszczonych substancji uważa się za granicę między opłacalnym oczyszczaniem za pomocą odwróconej osmozy (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.7) a elektrodializą. Zatem elektrodializa jest opłacalna dla substancji rozpuszczonych w ilości < 3000 ppm, a odwrócona osmoza jest opłacalna dla substancji rozpuszczonych w ilości > 3000 ppm. Innym argumentem przemawiającym za elektrodializą może być potrzeba dużego stopnia odzysku zasilania.

W przypadku instalacji do elektrodializy, która oczyszcza 10 m³ ścieków dziennie, pochodzących z obróbki powierzchniowej w przemyśle metalowym, można się spodziewać inwestycji w wysokości 200000 EUR i kosztów eksploatacji w wysokości 50000 EUR rocznie. Koszty mogą się znacznie różnić w zależności od rodzaju ścieków, które mają być oczyszczone.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla korzystania z elektrodializy jest usuwanie toksycznych lub hamujących substancji ze ścieków.

Przykładowe instalacje

Elektrodializę stosuje się w przemyśle spożywczym do demineralizacji produktów mlecznych lub roztworów związanych z cukrem. Można również zmniejszyć ilość kwasu w soku owocowym. W Japonii elektrodializa (w połączeniu z odparowaniem) służy do wytwarzania soli kuchennej z wody morskiej.

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010]

3.3.2.3.4.9 Elektroliza

Opis

Elektroliza to proces, w którym prąd elektryczny doprowadza się do cieczy za pomocą obojętnych elektrod i źródła elektryczności, co skutkuje efektywnym przeniesieniem elektronu w elektrolicie, powodując zmiany chemiczne w składzie ścieków. Kiedy ścieki poddaje się działaniu prądu, dochodzi do wymiany elektronów między elektrodami a cieczą. W rezultacie jony metali znajdujące się w ściekach osadzają się na katodzie. Następnie oczyszczone ścieki opuszczają komorę do elektrolizy i w wielu przypadkach są ponownie wykorzystywane. Wydajność tej techniki można poprawić, oddzielając część katodową i anodową przez zastosowanie membrany złożonej z polimeru o dużej gęstości ładunku. Zatem anion lub kation można uczynić selektywnymi przez zmianę ładunku membrany. W wyniku tego rozdzielenie pozwala na indywidualną optymalizację warunków otaczających elektrody (na przykład regulację pH), unikając w ten sposób efektów następczych i zwiększając wydajność.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Elektroliza pozwala na usunięcie jonów metali z wód procesowych i/lub ścieków oraz zateżnienie tych metali, dzięki czemu można je odzyskać/ponownie wykorzystać.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Wysokie zużycie energii, gdy wymagane są niskie stężenia końcowe. W obecności kwasu (chlorowodorowego) na elektrodach mogą powstawać gazowy wodór i gazowy chlor. Reakcjąm ubocznym, takim jak tworzenie się gazów i powstawanie HCN w cyjankach, należy zapobiegać poprzez regulację pH.

Dane robocze

Idealne pH jest określane przez każde zastosowanie. Kwasy można stosować do modyfikowania pH w celu uniknięcia tworzenia wodorotlenków metali przed osadzaniem się metali na elektrodach. Roztwór ługujący stosuje się w celu zapobiegania tworzeniu się wodoru z jonów wodorowych. Okres retencji w komorze do elektrolizy wynosi od pięciu do trzydziestu minut.

Wydajność oczyszczania jest bardzo wysoka i można osiągnąć końcowe stężenia jonów metali niższe niż 0,1 mg/l. Jednak, aby osiągnąć te poziomy, należy stosować reaktory o ulepszonym przenoszeniu masy i/lub o dużej powierzchni właściwej. Podczas odzyskiwania Pd i Ni z kąpieli ze stopem Pd-Ni stężenie obu metali zmniejsza się do 20 mg/l. Pozostałą część można odzyskać za pomocą innych technik, takich jak wymiana jonowa.

Podczas dezintoksykacji cyjanków z kąpieli galwanicznych można uzyskać resztkowe stężenia CN mniejsze niż 1 mg/l przy początkowych stężeniach CN 5 g/l. Pozostałe stężenie można dodatkowo zmniejszyć za pomocą wymiany jonowej.

Elektrolizę stosuje się również do redukcji Cr (VI) do Cr (III), uzyskując resztkowe stężenie Cr(VI) mniejsze niż 0,1 mg/l. Aby osiągnąć wysoką wydajność (od 80% do 90%), wartość pH należy utrzymać przy wartości poniżej 3 lub 4.

Możliwość zastosowania

Ta metoda jest najodpowiedniejsza, gdy w ściekach występuje duże zanieczyszczenie w postaci pojedynczego metalu. Tę technikę stosuje się również do zastosowań chemicznego utleniania/redukcji i strącania. W przypadku każdego docelowego metalu lub związku organicznego, który ma zostać odzyskany, należy zwrócić uwagę na możliwe reakcje utleniania/redukcji. Ważny jest również rodzaj użytej elektrody.

Zaletą tej techniki jest to, że można ponownie wykorzystać oczyszczoną wodę oraz metale osadzone na elektrodach. Oprócz usuwania metali, związki organiczne w ściekach można również poddać rozkładowi przez utlenianie i redukcję z wymianą elektronów. W przypadku ponownego wykorzystania metalu w ściekach musi znajdować się tylko jeden metal zanieczyszczający o wystarczająco wysokim stężeniu, ponieważ odzyskiwanie metalu i wody w złożonych mieszaninach jest trudne. Ponadto na jakość odzyskanego metalu wpływają również zastosowane anody obojętne, ponieważ częściowo rozpuszczają się. Aby tego uniknąć, stosuje się anody grafitowe.

Elektrolizę stosuje się głównie w przemyśle metalowym do oczyszczania wody płuczącej ze zbiorników do trawienia lub kąpieli galwanicznych. Zastosowania obejmują odzyskiwanie metali i zużytych elektrolitów, dezintoksykację azotanów (III) i Cr (VI) oraz odzyskiwanie srebra z kąpieli utrwalających w sektorze graficznym. Technika ta ma również zastosowanie do oczyszczania wód odciekowych zawierających metale ciężkie.

Ekonomika

Koszt instalacji elektrolizy zależy w dużym stopniu od rodzaju użytych elektrod. W celu wykazania tego przedstawiono konkretny przypadek.

W niewielkiej instalacji do odzyskania palladu ze zbiorników do płukania przez przeciąganie, odzyskuje się 26 g/h Pd. Koszt energii elektrycznej wynosi 0,75 EUR za kg Pd. Koszty inwestycyjne wynoszą

Rozdział 3

93 EUR za anodę i 13 EUR za katodę, a do każdego ogniwa elektrolitycznego potrzebne jest osiem anod i siedem katod. Anoda jest elektrodą Ti/RuO₂, a katoda jest elektrodą trójwymiarową. Koszty inwestycyjne ogniwa z elektrodami wynoszą 3000 EUR, a koszt prostownika napięcia wynosi około 1000 EUR.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest usuwanie metali z wód procesowych i/lub ścieków.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010]

3.3.2.3.4.10 Adsorpcja

Opis

Adsorpcja to przeniesienie rozpuszczalnych substancji (substancji rozpuszczonych) z fazy ściekowej na powierzchnię stałych, wysoce porowatych cząstek (adsorbentu). Adsorbent ma skończoną zdolność usuwania każdego związku. Po wyczerpaniu tej zdolności adsorbent jest „zużyty” i należy go zastąpić świeżym materiałem. Zużyty adsorbent należy zregenerować lub spalić.

Potencjalne adsorbenty do adsorpcyjnego oczyszczania ścieków podano w Tabeli 3.75 [251, Ullmann's 2000].

Tabela 3.75: Powszechnie stosowane adsorbenty i ich właściwości

Adsorbent	Postać	Powierzchnia właściwa (m ² /g)	Objętość porów (cm ³ /g)	Gęstość objętościowa (g/l)
Węgiel aktywny	Ziarnista	500-1000	0,3-0,8	300-550
	Proszek	600-1500	0,3-1,0	
Koks z węgla brunatnego	Ziarnista, proszek	200-250	< 0,1	Około 500
γ-tlenek glinu	Ziarnista, proszek	300-350	0,4-0,5	700-800
Żywice adsorpcyjne	Granulki	400-1500	Porowatość 35-65 obj.-%	650-700

Procesy adsorpcji dzielą się na [251, Ullmann's 2000]:

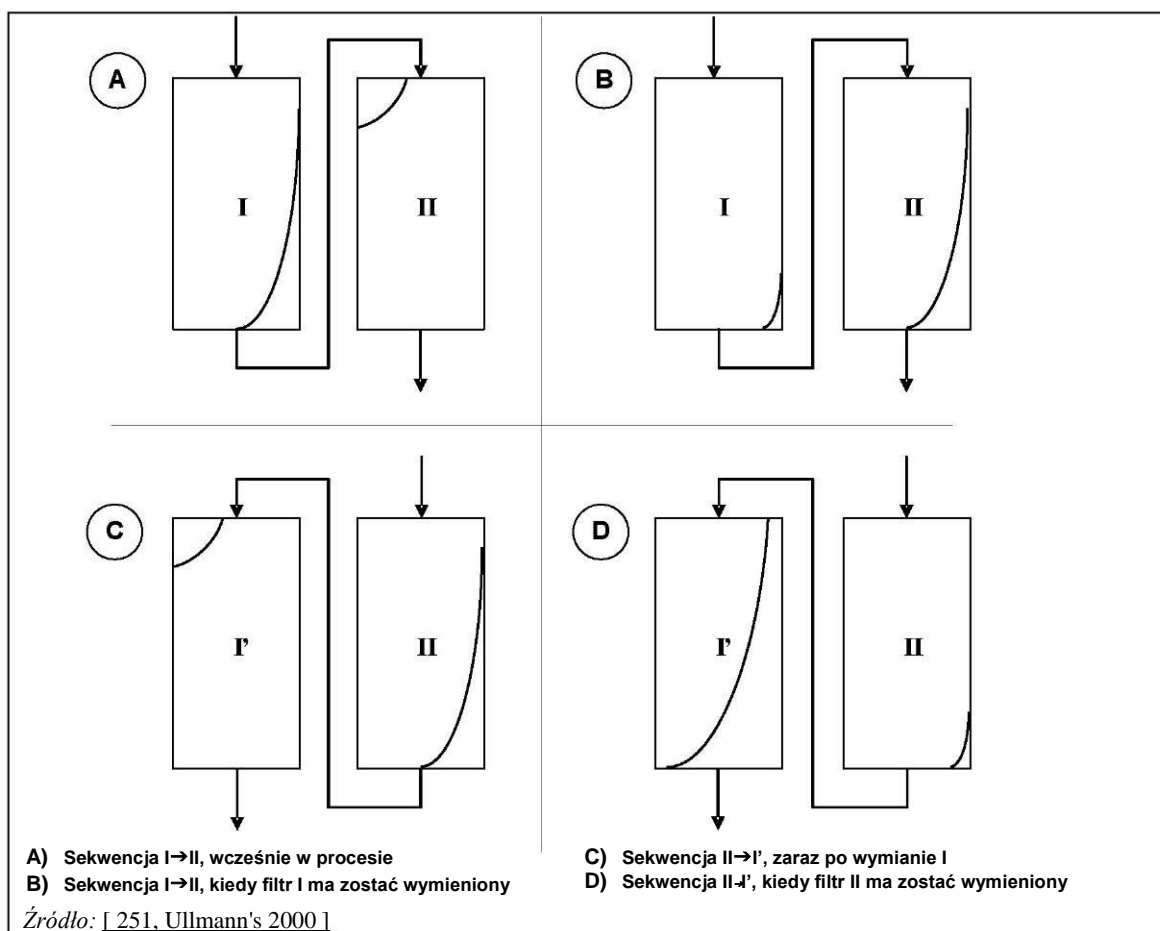
- mieszanie, zwykle stosowane do oczyszczania okresowego;
- perkolację, mającą zastosowanie do oczyszczania ciągłego, zwykle z adsorbentem z nieruchomym złożem, upakowanym w dwie kolumny, które są na przemian w stanie działania i płukania zwrotnego;
- proces impulsowy lub w ruchomym złożu, jako ciągła perkolacja ścieków i adsorbentu prowadzonych w przeciwnym kierunku przez kolumnę.

Ponieważ powierzchnia z aktywnym adsorbentem często ulega zatkaniu i zablokowaniu, ścieki muszą być możliwie wolne od stałej zawartości, co często wymaga koniecznego etapu filtracji wstępnej.

Przykład etapów operacyjnych dwukolumnowego adsorbera z nieruchomym złożem połączonego szeregowo przedstawiono na Rysunku 3.32.

Zbiorniki adsorpcyjne są zwykle zbudowane z materiału odpornego na korozję, np. ze stali węglowej, stali nierdzewnej lub tworzywa sztucznego wzmocnionego włóknem szklanym (FRP).

Konieczne są urządzenia do przechowywania adsorbentu.



Rysunek 3.32: Praca dwóch kolumn adsorpcyjnych połączonych szeregowo

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Wydajność procesów adsorpcyjnych różni się znacznie w zależności od składu ścieków i stężenia strumienia zasilającego, co należy wziąć pod uwagę, gdy przywoływane są odniesienia do osiągalnych emisji lub wydajności usuwania. Dane zebrane podczas opracowywania amerykańskich wytycznych w sprawie limitów w ściekach wypływających pokazują, że węgiel może być niezwykle skuteczny w przypadku stosowania w poszczególnych strumieniach ścieków. Jednak dane wykazały przenikanie niektórych zanieczyszczeń nawet przy dokładnym monitorowaniu. W szczególności we wszystkich przypadkach stężenia wielu metali ciężkich wzrosły w jednostkach węglowych.

Efektywność redukcji związanej z adsorpcją podano w Tabeli 3.76.

Tabela 3.76: Efektywność redukcji związana z adsorpcją

Parametr	Efektywność redukcji (%)			Uwagi
	GAC	PAC	Zeolit	
Hg nieorganiczna	80 ^(1,2)	NI	NI	Zasilanie 29 µg/l
Rtęć organiczna	80 ⁽¹⁾	NI	NI	Małe zasilanie
γ-heksachloro cykloheksan	93 ⁽¹⁾	NI	NI	Zasilanie 7,7 µg/l
	NI	99 ⁽¹⁾	NI	Zasilanie 10 µg/l, PAC 85 mg/l
DDT	97 ⁽¹⁾ -99,9	NI	NI	-
Aldryna	88-93 ⁽¹⁾	NI	NI	-
	NI	90-99 ⁽¹⁾	NI	PAC 5-20 mg/l
Dieldryna	86-98 ⁽¹⁾	NI	NI	-
	NI	99 ⁽¹⁾ (0,1 gg/l)	NI	Zasilanie 10 µg/l, PAC 126 mg/l
Atrazyna	84 ⁽¹⁾	NI	NI	Zasilanie 0,61 µg/l
Endryna	NI	(< 0,1 gg/l) ⁽¹⁾	NI	Zasilanie 10 µg/l, PAC 70 mg/l
Dichlorfos	NI	99 ⁽¹⁾	NI	-
Trichlorobenzen	NI	70-93 ⁽¹⁾	NI	Zasilanie 200 µg/l, PAC 20 mg/l
Fenitrotion	NI	99 ⁽¹⁾	NI	-
Azynyfos metylowy	NI	99 ⁽¹⁾	NI	-
Amoniak	NI	NI	98 ⁽¹⁾ (0,5 mg/l)	Zasilanie 25 mg/l
ChZT	50 ^(3,4)	NI	NI	Ruchome złożo, zasilanie 5 g/l
	67-75 ^(4,5) (< 100 mg/l)	NI	NI	Stężenie zasilania 300-400 mg/l
Fenole	75 ⁽³⁾	NI	NI	Ruchome złożo, zasilanie 70 mg/l
	60-80 ⁽⁵⁾ (1-2 mg/l)	NI	NI	Stężenie zasilania 5 mg/l
AOX	> 90 ⁽³⁾	NI	NI	Ruchome złożo, zasilanie 60 mg/l

⁽¹⁾ [3, Environment Agency (England and Wales) 1997].
⁽²⁾ Usuwanie 80% nie jest osiągalne dla postaci jonowej, elementarnej, ale może być osiągalne dla postaci cząstek stałych nieorganicznych [227, CWW TWG 2009].
⁽³⁾ [22, BMU/LAWA 2000].
⁽⁴⁾ Usuwanie ChZT jest bardzo zależne od rodzaju usuwanej substancji [227, CWW TWG 2009].
⁽⁵⁾ [36, NOREC 2000].
Uwaga: GAC = ziarnisty węgiel aktywny; NI = brak informacji; PAC = sproszkowany węgiel aktywny.

Opisano systemy oczyszczania sproszkowanym węglem aktywnym (PAC) [17, US Navy 1998] do oczyszczania ścieków o ChZT wyższym niż 60000 mg/l, zawierających toksyczne lotne związki organiczne o stężeniu wyższym niż 1000 mg/l, z redukcją konkretnych organicznych substancji toksycznych poniżej granicy wykrywalności, tj. około 100% redukcji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Po wyczerpaniu zdolności adsorpcyjnej adsorbentu, jest on wymieniany, a następnie regenerowany (z wyjątkiem PAC, który usuwa się razem z innym osadem ściekowym). Jak wspomniano powyżej, adsorbenty mają różne metody regeneracji. Wspólne dla tych metod jest jednak to, że potrzebują one do działania energii i/lub substancji chemicznych.

Granulowany węgiel aktywny (GAC), węgiel brunatny i aktywny tlenek glinu (posiadające ładunek organiczny) regeneruje się termicznie w temperaturach do 750-1000 °C. Żywice, zeolity i

aktywny tlenek glinu posiadające ładunek nieorganiczny wymywa się za pomocą substancji chemicznych, rozpuszczalników organicznych lub roztworów nieorganicznych.

Na przykład, proces regeneracji GAC powoduje uwolnienie gazów wylotowych, które zawierają produkty rozkładu termicznego i chemicznego zaadsorbowanych związków. Przy każdej regeneracji traci się około 10% [3, Environment Agency (England and Wales) 1997] i należy je zastąpić świeżym GAC. Ta ciągła odnowa powinna być odpowiednia do utrzymania ogólnej jakości GAC w złożu. Regenerację GAC zazwyczaj przeprowadzają specjalistyczne firmy, które obsługują piece regeneracyjne. Firmy te będą transportować GAC ze zużywających oczyszczalni ścieków do pieców regeneracyjnych i odwrotnie. Ponieważ regeneracja jest stosunkowo kosztowna, instalacje zwykle projektuje się tak, aby okres między cyklami regeneracji wynosił co najmniej sześć miesięcy.

Wytwarzanie gazów wylotowych przy regeneracji wymaga późniejszego oczyszczania gazów odlotowych, jeśli nie przeprowadza się go w zakładzie chemicznym, następuje ono w obiekcie firmy regenerującej.

Jeśli GAC nie można zregenerować, należy go zutylizować jako odpad chemiczny i spalić. Może to nastąpić, jeśli GAC jest zanieczyszczony PCB, PCDD/PCDF, metalami ciężkimi lub dichlorobromopropanem [17, US Navy 1998]

Regeneracja adsorbentu zeolitowego generuje stężony strumień amoniaku, który przesyła się do konwencjonalnej oczyszczalni ścieków w celu oczyszczania biologicznego lub alternatywnie poddaje się oczyszczaniu polegającemu na odpędzaniu z powietrzem w celu odzyskania amoniaku, a następnie adsorpcji w rozcieńczonym kwasie w celu utworzenia nawozu, który można sprzedać.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.77

Tabela 3.77: Materiały eksploatacyjne związane z adsorpcją

Material eksploatacyjny	GAC	PAC	Zeolit
Adsorbent	Około 10% strat na regenerację	0,1-1 g PAC/l ścieków wypływających lub 10 g PAC/kg zawieszonych ciał stałych	NI
Substancje chemiczne do regeneracji	NI	NI	NaCl/NaOH lub wapno 10-30 objętości złoża ⁽¹⁾
Energia: (kWh/m ³)	NI	NI	NI
⁽¹⁾ [3, Environment Agency (England and Wales) 1997]. Uwaga: NI = Brak informacji.			

Ponadto wpływ na środowisko obejmuje:

- transport zużytego GAC do i z regeneracji;
- samą operację regeneracji w obiekcie specjalistycznej firmy;
- zużycie energii w procesie regeneracji;
- uwalnianie zanieczyszczeń do wody i/lub powietrza podczas tego procesu regeneracji;
- źródła hałasu, np. pompy, który można zbudować.

Dane robocze

Monitorowanie

Strumienie wpływające do urządzenia adsorpcyjnego i wypływające z niego należy monitorować pod kątem określonych związków. Zwykle pomiar OWO (dla zanieczyszczeń organicznych) lub pomiar

przewodności dla zanieczyszczeń nieorganicznych jest wybieraną metodą kontroli przenikania.

Możliwość zastosowania

Adsorbentem najczęściej stosowanym w sektorze chemicznym jest węgiel aktywny. Stosuje się go jako granulata (GAC) w kolumnach lub jako proszek (PAC) dozowany do zbiornika lub basenu do oczyszczania. Inne powszechnie stosowane adsorbenty to koks z węgla brunatnego, aktywny tlenek glinu, żywice adsorpcyjne i zeolity.

Adsorpcję GAC stosuje się w celu usunięcia zanieczyszczeń organicznych, głównie tych o właściwościach ogniotrwałych, toksycznych, barwnych i/lub zapachowych oraz resztkowych ilości zanieczyszczeń nieorganicznych, takich jak związki azotu, siarczki i metale ciężkie. Przed adsorbentem GAC powszechnie stosuje się filtry z osrodkiem ziarnistym np. filtry piaskowe w celu usunięcia zawieszonych cząstek stałych.

Reprezentatywne zastosowania obejmują [32, ETBPP (UK) 1996]:

- tekstylia i barwniki: usuwanie OWO, kolorów, barwników;
- przemysł petrochemiczny: usuwanie ChZT, BZT;
- detergenty, żywice, substancje chemiczne: usuwanie OWO, ChZT, ksylenu, alkoholi, fenoli, półproduktów żywic, rezorcynolu, nitrowanych związków aromatycznych, polioli;
- herbicydy, insektycydy: usuwanie chlorofenoli, krezolu;
- środki farmaceutyczne: usuwanie fenolu;
- materiały wybuchowe: usuwanie nitrowanych fenoli.

GAC zwykle regeneruje się przez reaktywację termiczną w temperaturach około 900-1000 °C.

Adsorpcję PAC stosuje się w przypadku tych samych zanieczyszczeń, co GAC. Adsorbent dozuje się do ścieków, które mają być oczyszczone w postaci zawiesiny, a następnie usuwa przez procesy separacji, takie jak sedymentacja i filtracja. PAC można również dodać do strumienia ścieków w tym samym momencie co nieorganiczne koagulanty i usunąć za pomocą istniejących urządzeń do sedymentacji i filtracji. Zazwyczaj jest to korzystne, gdy wymóg adsorpcyjnego usuwania związków organicznych jest okresowy lub zmienny. W razie potrzeby można stosować dozowanie indywidualne. Innym zastosowaniem jest użycie w nagłych przypadkach do usuwania materiałów ogniotrwałych, niebezpiecznych lub toksycznych, które przeszły do zbiornika osadowego, zbiornika osadu aktywnego lub innego zbiornika. PAC można również dodać do zbiornika napowietrzania układu z osadem aktywnym, w którym procesy mikrobiologiczne są wzmacniane przez proces adsorpcji. Adsorbenty PAC zwykle stosuje się w układzie mieszalnik-osadnik lub adsorber osadu w połączeniu ze środkami koagulacyjnymi/flokulacyjnymi, przy czym PAC dodaje się w etapie flokulacji, sedymentacji lub filtracji.

Zwykle PAC nie poddaje się regeneracji, ale staje się on częścią osadu, który ma zostać usunięty.

Koks z węgla brunatnego przetwarza się i stosuje tak, jak GAC i można go nim zastąpić, gdy wystarczą mniejsze efekty czyszczenia. Jego niższa cena jest równoważona przez niższą wydajność adsorpcji, zatem wymagane są większe ilości adsorbentu lub częstsze cykle regeneracji.

Aktywny tlenek glinu stosuje się do adsorbowania substancji hydrofilowych, np. fluorków i fosforanów (V). Gdy jest on zanieczyszczony substancjami organicznymi, jest regenerowany termicznie w temperaturze około 750 °C. Gdy jest zanieczyszczony substancjami nieorganicznymi, jest regenerowany chemicznie.

Żywice adsorpcyjne stosuje się do ukierunkowanego usuwania hydrofobowych i hydrofilowych zanieczyszczeń organicznych, np. w celu ułatwienia odzyskiwania związków organicznych. Żywice mają skłonność do pęcznienia z biegiem czasu w wyniku pobierania związków organicznych. Żywice adsorpcyjne regeneruje się chemicznie rozpuszczalnikami, takimi jak metanol lub aceton.

Zeolity stosuje się do usuwania amoniaku lub metali ciężkich, np. kadmu. Przy zastosowaniu do usuwania amoniaku działają one tylko w bardzo słabych strumieniach (do 40 mg/l). Regeneruje się je przez wymywanie roztworami chlorku sodu z sodą kaustyczną lub wapnem.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.78

Tabela 3.78: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z adsorpcją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
TSS	< 20 mg/l dla adsorberów z nieruchomym złożem ⁽¹⁾ < 10 mg/l dla adsorberów z ruchomym złożem ⁽²⁾
Stężenie zanieczyszczenia	< 100 g/l (bez odzyskiwania adsorbentu) ⁽²⁾ < 500 g/l (z odzyskiwaniem adsorbentu) ⁽²⁾
Masa cząsteczkowa	Zmniejszona wydajność przy niskiej masie cząsteczkowej
Długość łańcucha węglowego	Zwiększona wydajność w przypadku przedłużenia łańcucha węglowego (wolny olej nie ulega adsorpcji)
Rozgałęzienie łańcucha węglowego	Zmniejszona wydajność wraz ze wzrostem rozgałęzienia
Polarność	Zmniejszona wydajność w przypadku dużej polarności
Rozpuszczalność w wodzie	Zwiększona wydajność w przypadku dużej rozpuszczalności (wolny olej nie ulega adsorpcji)
Stopień dysocjacji	Zmniejszona wydajność wraz ze wzrostem dysocjacji
Makrocząsteczki	Zmniejszona wydajność w przypadku struktury
⁽¹⁾ [1. Metcalf i Eddy 1991].	
⁽²⁾ [7. Joziasso i Pols 1990].	
Źródło: [227. CWW TWG 2009].	

Wpływ polarności przedstawiono w Tabeli 3.79

Tabela 3.79: Typowe parametry użytkowe adsorpcji na GAC przy stężeniu nadawy około 1000 mg/l

Substancja	Usuwanie (%)	Wydajność (mg/g)
Benzen	95	80
Etylobenzen	84	19
Octan butylu	84	169
Octan etylu	51	100
Fenol	81	161
Keton etylowo-metylowy	47	94
Aceton	22	43
Pirydyna	47	95
Dietanoloamina	28	57
Monoetanoamina	7	15
Acetaldehyd	12	22
Formaldehyd	9	18
Alkohol izopropylowy	22	24
Alkohol metylowy	4	7
Źródło: [31. Kemmer 1988].		

Zalety i wady podano w Tabeli 3.80

Tabela 3.80: Zalety i wady związane z adsorpcją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Wysoka skuteczność usuwania (nie dotyczy koksu z węgla brunatnego) Umożliwia usuwanie ogniotrwałych i/lub toksycznych związków organicznych (GAC, PAC, koks z węgla brunatnego, żywice) Zwykle wymaga mało dodatkowego miejsca Systemy zautomatyzowane Możliwe odzyskiwanie związków (najlepiej za pomocą zeolitów) 	<ul style="list-style-type: none"> Mieszanki związków organicznych mogą powodować znaczne zmniejszenie zdolności adsorpcyjnej Wysoka zawartość związków wielkocząsteczkowych zmniejsza wydajność i może powodować nieodwracalne zablokowanie miejsc aktywnych Efekt czyszczenia w jednostce osadu aktywnego powodujący poważny problem erozji (PAC) Zużyty adsorbent należy zregenerować (duże zużycie energii) lub usunąć (co powoduje spalanie odpadów)

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z adsorpcją podano w Tabeli 3.81

Tabela 3.81: Aspekty ekonomiczne związane z adsorpcją

	Koszty inwestycyjne	Koszty eksploatacji i konserwacji
GAC	50000-1000000 EUR ⁽¹⁾ 0,3-0,5 EUR na m ³ (dla ilości do 1000 m ³ /dzień) ⁽¹⁾	EUR < 0,5 (dla > 1000 m ³ /dzień i bez uwzględnienia regeneracji adsorbentu) ⁽¹⁾
Węgiel aktywny	1,28-2,06 EUR/kg ⁽²⁾	0,1 EUR/kg (koszt usuwania na składowisko) ⁽²⁾ 0,5 EUR/kg (koszt usuwania jako odpadów chemicznych) ⁽²⁾
PAC	150000 EUR ⁽³⁾	NI

⁽¹⁾ [216, Viavattene i wsp. 2010].
⁽²⁾ Średni całkowity koszt wynosi 0,05-4 EUR na m³ wody [63, VITO 2010].
⁽³⁾ Koszty inwestycji w instalację z automatycznym dawkowaniem [63, VITO 2010].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Koszty inwestycyjne są stosunkowo wysokie w przypadku małych jednostek oczyszczających poniżej 100 m³ dziennie. Jednak w przypadku większych jednostek możliwe są korzyści skali. Korzyści skali obserwuje się również w przypadku kosztów eksploatacji i konserwacji. Koszty eksploatacji i konserwacji są związane z wymianą złoża adsorbentu. Regeneracja lub niszczenie adsorbentu są droższe niż samo oczyszczanie [216, Viavattene i wsp. 2010]. Ponieważ regeneracja jest stosunkowo droga, technika jest ogólnie nieatrakcyjna dla silnie zanieczyszczonych strumieni, które powodują zużycie dużych ilości węgla.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest spełnienie wymogów prawnych dotyczących zrzutów poprzez usunięcie zanieczyszczeń organicznych (głównie o właściwościach ogniotrwałych, toksycznych, barwnych i/lub zapachowych) i pozostałości zanieczyszczeń nieorganicznych (np. związków azotu, siarczków i metali ciężkich) ze strumieni ścieków.

Przykładowe instalacje

Sektory, w których stosowana jest adsorpcja, obejmują przemysł włókienniczy, czyszczenie chemiczne, przemysł chemiczny, oczyszczanie gleby i przemysł farmaceutyczny.

Stosowanie adsorpcji zgłoszono w badaniu dla niektórych OŚ [222, CWW TWG 2013]:

- OŚ nr 06: wstępne oczyszczanie ścieków pochodzących z obiektu OFC;
- OŚ nr 13: centralna instalacja do adsorpcji na węglu aktywnym jako wstępne oczyszczanie (z termiczną regeneracją na terenie obiektu) ścieków pochodzących z produkcji chlorowanych aromatycznych związków nitrowych o wysokim stężeniu AOX;
- OŚ nr 15: centralna instalacja do adsorpcji na węglu aktywnym do oczyszczania roztworów macierzystych o wysokim stężeniu (opornych) OWO i AOX.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [7, Joziassie i Pols 1990] [17, US Navy 1998] [22, BMU/LAWA 2000] [31, Kemmer 1988] [32, ETBPP 1996] [36, NOREC 2000] [63, VITO 2010] [216, Viavattene i wsp. 2010] [222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.4.11 Wymiana jonowa

Opis

Wymiana jonowa polega na usuwaniu niepożądanych lub niebezpiecznych jonowych składników ścieków i zastępowaniu ich bardziej dopuszczalnymi jonami z żywic jonowymiennych, gdzie są czasowo zatrzymywane, a następnie uwalniane do cieczy regenerującej lub do płukania zwrotnego.

Wyposażenie wymiennicza jonowego składa się zazwyczaj z:

- pionowego cylindrycznego zbiornika ciśnieniowego z warstwą odporną na korozję zawierającą żywicę, zwykle w postaci kolumny z wypełnieniem z kilkoma możliwymi konfiguracjami;
- zaworów sterujących i systemu rurociągów, kierujących przepływ ścieków i roztworu do regeneracji do odpowiednich miejsc;
- układu do regeneracji żywicy składającego się z urządzeń do rozpuszczania soli i kontroli rozcieńczenia.

Wlotowy system dystrybucji znajduje się w górnej lub dolnej części zbiornika i zapewnia równomierne rozprowadzenie ścieków wpływających, aby zapobiec wydrążeniu kanałów przepływowych w złożu żywicy. Działa również jako kolektor wody do płukania zwrotnego.

Zwykle stosowane wymiennicze jonowe są makroporowatymi ziarnistymi żywicami z kationowymi lub anionowymi grupami funkcyjnymi i obejmują one:

- wymiennicze kationowe z mocnymi kwasami, zobojętniające mocne zasady i przekształcające obojętne sole w odpowiednie kwasy;
- wymiennicze kationowe ze słabymi kwasami, zdolne do zobojętniania mocnych zasad i stosowane do dealkalizacji;
- wymiennicze anionowe z mocnymi zasadami, zobojętniające mocne kwasy i przekształcające obojętne sole w odpowiednie zasady;
- wymiennicze anionowe ze słabymi zasadami, zobojętniające mocne kwasy i stosowane do częściowej demineralizacji;

Cykl działania wymiany jonowej składa się z:

- rzeczywistej operacji wymiany jonowej;
- etapu płukania zwrotnego, w tym usuwania nagromadzonych cząstek i przeklasyfikowania złoża żywicy jonowymiennej;
- etapu regeneracji, z zastosowaniem roztworu o małej objętości/wysokim stężeniu, ponownym załadowaniem żywicy jonowymiennej z odpowiednim jonem i uwolnieniem niepożądanych związków jonowych do roztworu do regeneracji;
- przemieszczenia lub przepłukania powolnym strumieniem wody roztworu do regeneracji przez złożę;
- szybkiego płukania, usuwania pozostałych śladów roztworu do regeneracji, w tym twardości szczytkowej, ze złoża żywicy.

Konieczne są urządzenia do przechowywania substancji chemicznych do regeneracji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Typowe stężenia jonów wpływających, które można uzyskać, mieszczą się w zakresie 0,1-10 mg/l przy stężeniach w strumieniu wpływającym 10-1000 mg/l.

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z wymianą jonową przedstawiono w Tabeli 3.82

Tabela 3.82: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z wymianą jonową

Parametr	Poziom emisji (mg/l)	Efektywność redukcji (%)	Uwagi
Jon wypływający	0,1-10	80-99 ⁽¹⁾	Stężenie w ściekach wpływających 10-1000 mg/l
⁽¹⁾ [63. VITO 2010].			

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Regeneracja żywic jonowymiennych pozwala uzyskać niewielką objętość roztworu stężonego kwasu lub soli, który zawiera usunięte jony pochodzące z żywicy. Tę wzbogaconą ciecz należy oczyszczać oddzielnie, aby usunąć te jony, np. metale ciężkie przez strącanie.

Woda popłuczna po regeneracji zawiera te same jony co solanka, ale w stosunkowo niskich stężeniach. To, czy tę część można odprowadzić bezpośrednio, czy też należy poddać ją oczyszczeniu, zależy od rzeczywistych stężeń. W zakładzie w Niemczech wodę popłuczną po regeneracji ponownie wykorzystuje się w płuczkach gazów odlotowych.

Wymiana jonów oznacza zużycie żywic jonowymiennych, płynów do regeneracji, wody do płukania zwrotnego i popłucznej oraz energii dla pomp. Może być konieczne dodanie innych substancji chemicznych, np. w celu usunięcia zanieczyszczenia mikrobiologicznego .

Źródłami hałasu są pompy, który można zbudować.

Dane robocze

Monitorowanie

Ścieki wpływające i wypływające w naczyniu do wymiany jonowej należy starannie monitorować pod kątem występowania przebicia. Parametry, które należy kontrolować to:

- spadek ciśnienia;
- przewodnictwo elektryczne;
- pH;
- stężenie odpowiedniego(ch) jonu(ów) w ściekach wpływających.

Możliwość zastosowania

Wymianę jonową stosuje się do usuwania ze ścieków niepożądanych cząstek jonowych i ulegających jonizacji, takich jak:

- jony metali ciężkich, kationy lub aniony, np. Cr^{3+} lub kadm i jego związki, o niskim stężeniu w strumieniu zasilającym, CrO_4^{2-} również o wysokich stężeniach w strumieniu zasilającym;
- ulegające jonizacji związki nieorganiczne, takie jak H_3BO_3 ;
- rozpuszczalne, jonowe lub ulegające jonizacji związki organiczne, np. można usunąć kwasy karboksylowe, kwasy sulfonowe, niektóre fenole, aminy jako kwaśną sól, czwartorzędowe aminy, alkilosiarczany.

Wymiana jonowa jest możliwa do przeprowadzenia jako metoda oczyszczania typu „końca rury”, ale jej największą wartością jest potencjał odzyskiwania. Jest powszechnie stosowana jako zintegrowana operacja w oczyszczaniu ścieków, np. do odzyskiwania wody popłucznej i procesowych substancji chemicznych. Typowe stężenia wpływające wynoszą od 10 mg/l do 1000 mg/l. Zawiesiny cząstek w strumieniu zasilającym powinny występować w ilościach mniejszych niż 50 mg/l, aby zapobiec zatykaniu, a zatem odpowiednimi środkami oczyszczania wstępnego są grawitacja lub filtracja membranowa.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.83

Tabela 3.83: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z wymianą jonową

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Stężenia jonów	Wysoka siła jonowa może powodować pęcznienie cząstek żywicy
Temperatura	Granice termiczne żywic anionowych znajdują się zwykle w pobliżu 60 °C
Czynniki powodujące korozję	Kwas azotowy (V), kwas chromowy (VI), nadtlenek wodoru, żelazo, mangan i miedź mogą uszkodzić żywice
Związki zakłócające	Związki nieorganiczne, takie jak osady związków żelaza lub związki organiczne, takie jak związki aromatyczne, mogą powodować nieodwracalną adsorpcję na żywicy

Zalety i wady podano w Tabeli 3.84

Tabela 3.84: Zalety i wady związane z wymianą jonową

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Zasadniczo z roztworów wodnych można usunąć wszystkie jony i cząstki ulegające jonizacji Działanie na żądanie i stosunkowa niewrażliwość na wahania przepływu Możliwa wysoka wydajność Możliwe odzyskiwanie cennych cząstek Możliwe odzyskiwanie wody Dostępna jest duża różnorodność konkretnych żywic 	<ul style="list-style-type: none"> Wymagana jest wstępna filtracja Wzrost bakterii na powierzchni żywicy i zanieczyszczenia spowodowane przez strącanie lub adsorpcję Zakłócenia spowodowane przez konkurujące jony w ściekach Zużycie cząstek żywicy w wyniku regeneracji lub uderzeń mechanicznych Solankę i osad powstałe w wyniku regeneracji należy poddać oczyszczeniu lub usunąć

Ekonomika

Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne zależą od charakteru strumienia zasilającego. Aspekty ekonomiczne związane z wymianą jonową podano w Tabeli 3.85

Tabela 3.85: Aspekty ekonomiczne związane z wymianą jonową

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne	60000 GBP (73000 EUR) ⁽¹⁾ + 20000 GBP (24000 EUR) ⁽¹⁾	Wysokość upakowania 1 m i średnica 1 m; w tym zbiornik, zawory i żywica Dla dodatkowych 0,5 m średnicy
Koszty eksploatacji	NI	–

⁽¹⁾ Średni kurs wymiany walut na 1996 r.: EUR/GBP = 0,8188.
Uwaga: NI = Brak informacji.
Źródło: [32. ETBPP (UK) 1996].

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest usunięcie niepożądanych lub niebezpiecznych składników jonowych ze strumieni ścieków.

Przykładowe instalacje

Branże, w których stosuje się wymianę jonową obejmują obróbkę powierzchni metali, przemysł poligraficzny i produkcję wody procesowej.

W przypadku OŚ nr 12 odnotowano wykorzystanie strącania chemicznego i wymiany jonowej w celu usunięcia Hg ze ścieków po produkcji soli rtęci (akumulatory) [222, CWW TWG 2013].

Literatura źródłowa

[22, BMU/LAWA 2000] [32, ETBPP 1996] [63, VITO 2010] [222, CWW TWG 2013]

Opis

Ekstrakcja oznacza przeniesienie rozpuszczalnych zanieczyszczeń z fazy ścieków do rozpuszczalnika. Pożądane właściwości dla odpowiednich rozpuszczalników to:

- niska rozpuszczalność i mała zdolność mieszania się w wodzie; przykładami są lekka ropa naftowa, toluen, pentan i heksan;
- większa zdolność rozpuszczania zanieczyszczeń od wody;
- łatwe rozdzielanie rozpuszczalnika i ścieków, np. z powodu dużej różnicy gęstości;
- łatwe oddzielanie zanieczyszczeń, np. z powodu małego ciepła parowania, gdy stosuje się destylację (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.14);
- mała toksyczność;
- stabilność termiczna.

Ekstrakcję prowadzi się w kolumnach, w których ścieki styka się z rozpuszczalnikiem organicznym na różne sposoby, takie jak:

- kaskady przeciwprądowe;
- styczne mieszalnik-osadnik;
- kolumny z półkami sitowymi;
- kolumny z wypełnieniem;
- wieże natryskowe;
- styczne z tarczą obrotową;
- styczne odśrodkowe o niewielkich różnicach gęstości.

Dalsze urządzenia eksploatuje się w celu oddzielania cieczy od cieczy i destylacji frakcji rozpuszczalnika (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.14). W pozostałej fazie ścieków zwykle należy pozbyć się rozpuszczonego rozpuszczalnika ekstrakcyjnego, np. przez odpędzanie lub adsorpcję GAC.

Urządzenia do przechowywania rozpuszczalnika ekstrakcyjnego i pozostałości muszą być wyposażone w niezbędne elementy bezpieczeństwa, aby zapobiec emisjom do powietrza i gleby.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z ekstrakcją przedstawiono w Tabeli 3.86

Tabela 3.86: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z ekstrakcją

Parametr	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/l)	Uwagi
Fenole	99 ⁽¹⁾	< 1	Zasilanie 10 g/l
⁽¹⁾ [22. BMU/LAWA 2000]			

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Straty rozpuszczalnika organicznego podczas pracy powodują emisję gazów odlotowych lub pozostałości rozpuszczalników do ścieków. Ta ostatnia zwykle wymaga dodatkowego oczyszczania, np. odpędzania, a pierwsza usuwania kanałowego, np. do utleniania termicznego/katalitycznego lub adsorpcji.

Po odzyskaniu rozpuszczalnika (destylacja lub rektyfikacja, patrz Sekcja 3.3.2.3.4.14) dolne pozostałości zawierające wyekstrahowane zanieczyszczenia należy usunąć jako odpady chemiczne, zwykle przez spalanie.

Ekstrakcja oznacza zużycie rozpuszczalników i energii.

Dane robocze**Monitorowanie**

Strumień wpływający do jednostki ekstrakcyjnej należy sprawdzić, aby zapobiec przedostawianiu się niepożądanych ciał stałych, które mogłyby spowodować zakłócenia procesu lub uszkodzenia instalacji. Konieczna jest regularna konserwacja, aby wykrywać straty rozpuszczalników w środowisku lub zapobiegać im.

Możliwość zastosowania

Ekstrakcję rozpuszczalnikową stosuje się do różnych zanieczyszczeń organicznych i kompleksów metali, gdy dostępny jest odpowiedni rozpuszczalnik i jeśli stężenie zanieczyszczeń nie jest zbyt niskie. Przy niskich stężeniach korzystna jest adsorpcja lub oczyszczanie biologiczne. Ekstrakcję często stosuje się jako wstępne oczyszczanie przed wprowadzeniem do jednostek adsorpcyjnych i/lub biologicznych.

Przykładami zastosowania tej techniki są [22, BMU/LAWA 2000]:

- usuwanie fenolu (proces fenosolwanu);
- odzyskiwanie metali, takich jak cynk;
- odzyskiwanie substancji z roztworów macierzystych;
- usuwanie estrów kwasu fosforowego;
- usuwanie aromatycznych związków chloru;
- wstępne zatężanie aromatycznych kwasów sulfonowych.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.87

Tabela 3.87: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z ekstrakcją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Zawieszone cząstki stałe	Ścieki powinny być prawie wolne od zawieszonych cząstek stałych i/lub emulsji
Rozpuszczalnik	<ul style="list-style-type: none"> • Przydatność rozpuszczalnika (patrz wyżej) • Straty rozpuszczalnika pociągają za sobą koszty i wpływ na środowisko • Regeneracja rozpuszczalników może być bardzo skomplikowana i kosztowna

Zalety i wady podano w Tabeli 3.88

Tabela 3.88: Zalety i wady związane z ekstrakcją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Umożliwia usuwanie i odzyskiwanie ogniotrwałych i/lub toksycznych związków organicznych i niektórych metali 	<ul style="list-style-type: none"> • Pozostałości należy utylizować lub spalać • Ograniczone zastosowanie ze względu na właściwości rozpuszczalnika

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest usuwanie i/lub odzyskiwanie zanieczyszczeń organicznych ze strumieni ścieków.

Przykładowe instalacje

Ekstrakcja jest techniką często stosowaną w przemyśle chemicznym, szczególnie w sektorach LVOC [104, COM 2003] i OFC [105, COM 2006].

W przypadku OŚ nr 06 wykorzystanie ekstrakcji zgłoszono jako główne oczyszczanie wstępne do zatężania strumieni ścieków zawierających aromatyczne sulfoniany pochodzących z obiektu OFC (rafinat przesyła się do OŚ, podczas gdy ekstrakt wysyła się do spalarni osadów) [222, CWW TWG 2013].

Literatura źródłowa

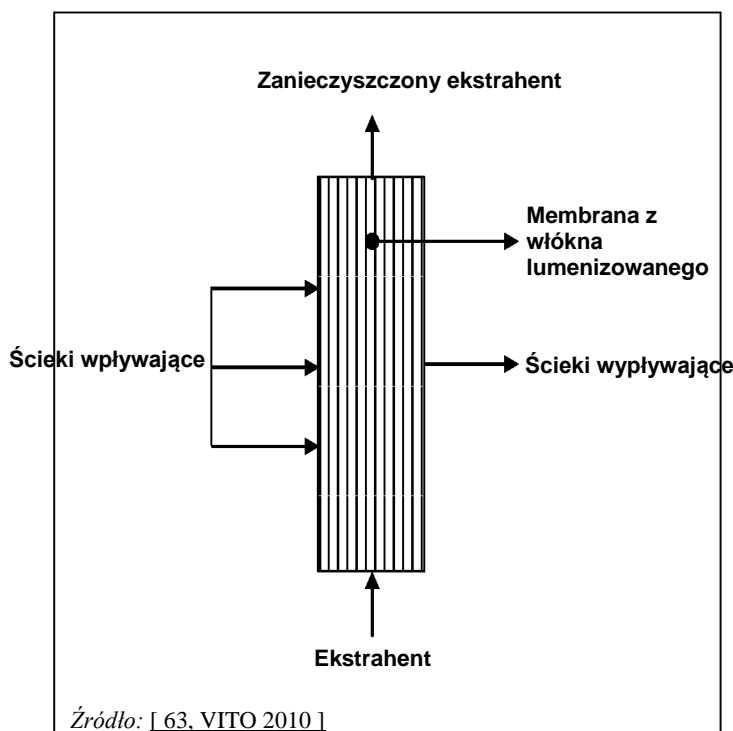
[22, BMU/LAWA 2000] [104, COM 2003] [105, COM 2006] [222, CWW TWG 2013]

3.3.2.3.4.13 Pertrakcja

Opis

Przepływy wody procesowej lub ścieków zanieczyszczonych substancjami organicznymi, takimi jak związki aromatyczne lub chlorowane węglowodory, można oczyścić przez pertrakcję. Zanieczyszczenia usuwa się ze ścieków poprzez absorpcję do organicznego czynnika ekstrakcyjnego lub ekstrahenta. Membrany tworzą granicę faz pomiędzy ściekami i ekstrahentem. Schemat techniki przedstawiono na Rysunku 3.33.

Zatem w procesie pertrakcji ekstrahenta nie dodaje się bezpośrednio do ścieków, tak jak w klasycznym procesie ekstrakcji (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.12) i to zapewnia istotne zalety w stosunku do klasycznej ekstrakcji. Oznacza to, że często trudne i czasochłonne oddzielenie fazy wodnej od fazy ekstrahenta nie jest konieczne. Przepływy ścieków i ekstrahentów są elastyczne i można je regulować niezależnie od siebie, co upraszcza optymalizację procesu i pozwala na wysoce wydajny kontakt pomiędzy dużą ilością wody (ścieków) i bardzo małą ilością ekstrahenta. Instalacja do pertrakcji może mieć bardzo zwartą konstrukcję, dzięki dużej powierzchni właściwej i dobremu transportowi mas modułów membran do pertrakcji.



Rysunek 3.33: Pertrakcja

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Korzyścią dla środowiska wynikającą z tej techniki jest redukcja emisji substancji organicznych, takich jak związki aromatyczne lub węglowodory chlorowane do odbiorników wodnych.

Pertrakcję można stosować do usuwania szerokiego spektrum związków organicznych (np. pestycydów, jednopierścieniowych związków aromatycznych, WWA).

Wydajność usuwania węglowodorów jest ogólnie wysoka, również przy niskich stężeniach (poziom ppb). Można osiągnąć wartości powyżej 99,5%.

Ten proces jest szczególnie skuteczny w przypadku niskich stężeń zanieczyszczeń.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zużyty ekstrahent należy zregenerować.

Dane robocze

System pertrakcji składa się z jednego lub wielu modułów membranowych (membrany są zwykle w konfiguracji lumenizowanych włókien w celu uzyskania maksymalnej powierzchni membrany na objętość). Ciecz ekstrakcyjna przepływa zatem po jednej stronie membrany (wewnętrzna strona lumenizowanego włókna). Ścieki przepływają wzdłuż drugiej strony membrany (zewnątrzna strona lumenizowanego włókna). Pory membrany są następnie wypełniane organicznym ekstrahentem. Zanieczyszczone substancje dyfundują ze ścieków, przez membranę i do ekstrahenta. Ekstrahent można regenerować za pomocą (między innymi) odparowywacza próżniowego. Możliwe jest ponowne użycie ekstrahenta.

Selektywność może być zależna od wyboru ekstrahenta. W wielu przypadkach współczynniki dystrybucji różnych zanieczyszczeń, które mają być usunięte, nie różnią się lub prawie nie różnią się, przez co selektywna separacja staje się trudna lub kosztowna, ponieważ konieczne jest wdrożenie wielu kroków. Jednak na przykład w celu usunięcia substancji organicznych z wody, selektywna separacja nie jest zazwyczaj potrzebna.

Możliwość zastosowania

Proces przeprowadzono w skali pilotażowej w różnych instalacjach. Instalacja na pełną skalę o wydajności 15 m³/h działa w zakładach przemysłowych w Holandii od 1998 r. Instalacja do pertrakcji wyposażona jest w styczniki membranowe zawierające lumenizowane włókna polipropylenowe. Oczyszcza ona 15 m³/h ścieków pochodzących z reaktora chemicznego zawierającego związki aromatyczne. W instalacji do pertrakcji związki organiczne ekstrahuje się ze ścieków z materiałem zasilającym reaktor jako ekstrahentem. W ten sposób woda jest nie tylko oczyszczana, ale również utracony produkt jest zwracany do reaktora. Co więcej, istniejąca instalacja do spalania ścieków została wyłączona z eksploatacji dzięki instalacji do pertrakcji, dzięki której firma oszczędza rocznie 5 milionów m³ gazu ziemnego. Instalacja dla związku aromatycznego pracuje z wydajnością usuwania co najmniej 95% [244, Klaassen i wsp. 2007] [245, Klaassen i wsp. 2005]. W międzyczasie moduły do pertrakcji (tj. membrany) stały się dostępne w handlu. Jednak w 2011 r. nie można było zagwarantować wystarczającej stabilności membrany.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.89.

Tabela 3.89: Zalety i wady związane z pertrakcją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Stosowanie znacznie mniejszej ilości ekstrahenta i możliwość eksploatacji bez wdrożenia często czasochłonnej fazy separacji między ściekami a ekstrahentem • Zwarta konstrukcja • Stosunkowo prosty proces • Niskie zużycie energii 	<ul style="list-style-type: none"> • W przypadku obecności związków zanieczyszczających membranę, może ona ulec zanieczyszczeniu

Perfekcję można opłacalnie wykorzystywać w celu usuwania związków organicznych z przemysłowych wód procesowych, ścieków lub zanieczyszczonych wód gruntowych.

Technikę tę można być zastosować do usuwania szerokiego spektrum związków. Możliwe jest skuteczne usuwanie zanieczyszczeń, których biodegradacja jest trudna, a także zanieczyszczeń ulegających łatwo biodegradacji. Pertrakcja jest szczególnie odpowiednia do usuwania hydrofobowych związków organicznych, takich jak aromatyczne i alifatyczne substancje organiczne, chlorowane rozpuszczalniki (np. tetrachlorek węgla, chloroform, tetrachloroeten, trichloroeten), PCB, di- i tri-chlorobenzen, pestycydy i wyższe węglowodory wielopierścieniowe.

Możliwe jest również usuwanie niechcianych elementów metalowych (między innymi) z kąpeli pasywacyjnych w przemyśle galwanicznym, przy użyciu określonej formy pertrakcji, a mianowicie pertrakcji w emulsji. Jedyną różnicą w porównaniu do normalnej pertrakcji jest to, że ekstrakt wodny jest zdyspergowany w organicznej cieczy.

Ekonomika

Koszt pertrakcji zależy w dużej mierze od ilości i składu strumienia ścieków, który ma być poddany oczyszczaniu oraz od stężeń ścieków wpływających, które należy osiągnąć. Ilość ekstrahenta odgrywa ważną rolę podczas optymalizacji procesu. Większa ilość ekstrahenta oznacza większą siłę napędową, a zatem mniejszą powierzchnię membrany. Mniejsza ilość ekstrahenta skutkuje mniejszą jednostką do regeneracji.

Aby podać przykład, oszacowano koszty oczyszczania ścieków zanieczyszczonych trichloroetylenem. Dla przepływu objętościowego ścieków wynoszącego 10 m³/h i stężenia substancji organicznych wynoszącego 10 mg/l w ściekach wpływających, całkowity koszt (w 2005 r.) przy zastosowaniu pertrakcji wyniósł 0,49 EUR na m³ oczyszczonej wody w celu uzyskania stężenia w ściekach wpływających wynoszącego 10 µg/l. Natomiast dla tych samych ścieków całkowity koszt szacowany jest na 1,03 EUR na m³ oczyszczonej wody przy stosowaniu filtracji na węglu aktywnym i 0,67 EUR na m³ przy stosowaniu odpędzania z powietrzem (przy oczyszczaniu powietrza) [244, Klaassen i wsp. 2007] [245, Klaassen i wsp. 2005]. To sprawia, że pertrakcja jest tańsza od odpędzania z powietrzem, a następnie filtracji na węglu aktywnym lub tylko filtracji na węglu aktywnym z konfiguracją dwóch filtrów w szeregu. Pertrakcja dotyczy również objętości ścieków w zakresie 1,5-100 m³/h.

Sytuacja wyraźnie różni się w przypadku substancji ulegających biodegradacji, takich jak toluen. W takim przypadku pertrakcja jest korzystniejsza niż oczyszczanie biologiczne lub adsorpcja na węglu aktywnym dla małych objętości ścieków i wysokich wskaźników eliminacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

W porównaniu do klasycznej ekstrakcji, główną siłą napędową dla wdrażania pertrakcji jest zmniejszone użycie ekstrahenta.

Przykładowe instalacje

Firma chemiczna KoSa Netherlands BV we Vlissingen, Holandia.

Sektory, w których stosuje się pertrakcję, obejmują:

- przemysł chemiczny, farmaceutyczny i petrochemiczny;
- oczyszczanie ścieków;
- obróbkę powierzchniową z wykorzystaniem rozpuszczalników organicznych;
- przemysł metalowy;
- czyszczenie zbiorników;
- pralnie chemiczne;
- konserwację drewna.

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010] [244, Klaassen i wsp. 2007] [245, Klaassen i wsp. 2005]

3.3.2.3.4.14 Destylacja/rektyfikacja

Opis

Destylacja lub rektyfikacja to oddzielenie ścieków od zanieczyszczeń poprzez przeniesienie ich do fazy gazowej. Wzbogacona faza gazowa jest następnie skraplana.

Eksploatacja procesu w warunkach próżni obniża temperaturę wrzenia i umożliwia rozdzielanie substancji, które w przeciwnym razie uległyby rozkładowi (gdyby destylacja nastąpiła w wyższych temperaturach).

Destylację i rektyfikację przeprowadza się w kolumnach, wyposażonych w półki lub materiał upakowania, a także w położony dalej skraplacz. Ogrzewanie często odbywa się za pomocą bezpośredniego wtrysku pary, aby uniknąć miejscowego przegrzania.

Dla destylatu i pozostałości należy zapewnić urządzenia do przechowywania wyposażone w niezbędne elementy bezpieczeństwa.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z destylacją/rektyfikacją przedstawiono w Tabeli 3.90

Tabela 3.90: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z destylacją/rektyfikacją

Parametr	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/l)	Uwagi
Fenole	96	2000	Zasilanie 50 g/l
Metanol	97,5	2000	Zasilanie 80 g/l
Epichlorohydryna	90	700	Zasilanie 7 g/l
Anilina	97,5	100	Zasilanie 4 g/l
Chlorobenzen	90	10	Zasilanie 100 mg/l
<i>Źródło: [22. BMU/LAWA 2000].</i>			

Otwory destylacyjne mogą powodować emisje LZO, które można poddać oczyszczeniu, np. przez spalanie (patrz Sekcja 3.5.1.3.5).

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Destylacja oznacza zużycie rozpuszczalników i energii.

Dane robocze**Monitorowanie**

Strumień wpływający do jednostki destylacyjnej/rektyfikacyjnej należy sprawdzić, aby zapobiec przedostawaniu się niepożądanych ciał stałych, które mogłyby spowodować zakłócenia procesu lub uszkodzenia instalacji. Konieczna jest regularna konserwacja, aby straty rozpuszczalnika do środowiska nie wystąpiły lub mogły zostać wykryte na czas.

Możliwość zastosowania

Destylacja lub rektyfikacja ścieków ma ograniczone zastosowanie. Są one często stosowane jako środek zintegrowany z procesem do odzyskiwania materiału wyjściowego i/lub produktu z roztworów macierzystych. Jako operacje oczyszczania ścieków są one stosowane z następujących powodów:

- w celu odzyskania rozpuszczalnika po ekstrakcji ścieków;
- w celu odzyskania rozpuszczalnika ze ścieków, np. oddzielenia alkoholi od produkcji metylocelulozy;
- w celu oczyszczania emulsji olejowych;
- jako wstępne oczyszczanie w celu usunięcia głównej zawartości zanieczyszczeń ze strumienia ścieków w celu jej odzyskania, a następnie odprowadzenia ścieków do dalszego oczyszczania;
- w celu odzyskania substancji organicznych z roztworów do płukania.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.91

Tabela 3.91: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z destylacją/rektyfikacją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Stężenie zasilania	<ul style="list-style-type: none">• Aby destylacja stała się opłacalna ekonomicznie, musi być wystarczająco wysokie
Temperatura wrzenia	<ul style="list-style-type: none">• Znaczna różnica między temperaturą wrzenia ścieków a zanieczyszczeń• Mieszaniny azeotropowe wymagają substancji pomocniczych lub rozdzielanie przez destylację nie jest możliwe

Zalety i wady podano w Tabeli 3.92

Tabela 3.92: Zalety i wady związane z destylacją/rektyfikacją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">• Możliwe jest odzyskiwanie materiału• Umożliwia usuwanie ogniotrwałych i/lub toksycznych związków organicznych	<ul style="list-style-type: none">• Pozostałości należy utylizować lub spalać• Wysokie zużycie energii

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest odzyskiwanie materiałów (np. rozpuszczalników) ze strumieni ścieków.

Przykładowe instalacje

Destylacja/rektyfikacja jest szeroko stosowana w przemyśle chemicznym, szczególnie w sektorach LVOC i OFC.

W przypadku OŚ nr 16 podano wykorzystanie destylacji do oczyszczania strumieni ścieków z produkcji farmaceutyków [222, CWW TWG 2013].

Literatura źródłowa

[22, BMU/LAWA 2000] [222, CWW TWG 2013]

3.3.2.3.4.15 Odparowanie

Opis

Odparowanie ścieków jest procesem destylacji (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.14) w którym woda jest substancją lotną, pozostawiając koncentrat jako pozostałości na dnie, które należy usunąć. Celem tej operacji jest zmniejszanie objętości ścieków lub zatężanie roztworów macierzystych. Lotną parę wodną gromadzi się w skraplaczu, a skroploną wodę w razie potrzeby poddaje się następnie odzyskowi.

Praca w próżni obniża temperaturę wrzenia i umożliwia odzyskiwanie substancji, które w przeciwnym razie uległyby rozkładowi.

Istnieje wiele rodzajów wyparek. Ich przydatność zależy od indywidualnych wymagań.

Przykłady parowników obejmują:

- wyparki z obiegiem naturalnym, odpowiednie dla materiałów niewrażliwych na ciepło;
- wyparki pionowe krótkorurkowe, odpowiednie do roztworów niekorozyjnych lub niekryształicznych;
- wyparki koszowe (te same zastosowania co parowniki krótkorurkowe);
- wyparki ze spływającą warstwą cieczy, stosowane w przemyśle nawozowym do zagęszczania mocznika, kwasu fosforowego (V), azotanu (V) amonu itp.;
- wytrząsarki cienkowarstwowe z mieszaniem, stosowane do zatężania, frakcjonowania, dezodoryzacji i odpędzania w produkcji farmaceutyków, polimerów, organicznych i nieorganicznych substancji chemicznych.

Wyparki zwykle eksploatuje się szeregowo w miejscach, gdzie ciepło kondensacji z jednego etapu podgrzewa kondensat (tj. ścieki) z wcześniejszego etapu. Praca w próżni minimalizuje zapotrzebowanie na energię. Normalne warunki robocze to 12-20 kPa i 50-60 °C.

Przed usunięciem (lub odzyskaniem) należy zapewnić obiekty do przechowywania pozostałości.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Odparowuje się wodę. W zależności od źródła i rodzaju zanieczyszczenia skuteczność wynosi około 99% [63, VITO 2010].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Odparowanie jest zwykle procesem wolnym od ścieków, ponieważ kondensat jest odzyskiwany - z dalszym oczyszczaniem lub bez niego - a koncentrat jest odzyskiwany lub usuwany jako odpad, np. przez spalanie.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.93

Tabela 3.93: Materiały eksploatacyjne związane z odparowaniem

Material eksploatacyjny	Ilość
Substancje chemiczne do oczyszczania	NI
Para (do ogrzewania)	5-16 kg wody/kg pary
Energia (kWh/l)	Odparowanie próżniowe 0,25-0,45 ⁽¹⁾
⁽¹⁾ [63, VITO 2010]. Uwaga: NI = Brak informacji.	

Dane robocze

Monitorowanie

Właściwa konserwacja wymienników ciepła ma kluczowe znaczenie. Inkrustacje, zanieczyszczenia i korozja zakłócają przenoszenie ciepła do cieczy i zmniejszają efektywność energetyczną. Stężenie zanieczyszczeń lub parametry zastępcze (OWO, pH, przewodność itd.) w kondensacie wymagają stałego monitorowania, aby zapobiec przenoszeniu zanieczyszczeń.

Możliwość zastosowania

Odparowanie stosuje się, gdy pożądane lub zalecane są strumienie stężonych ścieków w celu:

- zateżnienia roztworów macierzystych i roztworów po płukaniu gazów odlotowych, aby odzyskać cenne substancje;
- odparowania i krystalizacji substancje stałych, aby je odzyskać je lub usunąć ze ścieków;
- wstępne oczyszczenia strumienia ścieków poprzez zateżnienie przed termicznym wykorzystaniem, spalaniem ścieków lub usuwaniem odpadów niebezpiecznych.

Jednostki do odparowywania należy eksploatować w taki sposób, aby niezbędna energia cieplna była dostarczana poprzez wykorzystanie ciepła odpadowego z procesów produkcyjnych [22, BMU/LAWA 2000].

Kiedy głównym celem jest odzyskiwanie materiału, przed rozpoczęciem odparowania konieczna jest operacja wstępnego oczyszczenia. Przykłady wstępnego oczyszczania obejmują:

- dodawanie kwasów, zasad itd. w celu obniżenia lotności związków cząsteczkowych;
- oddzielanie nierozpuszczalnych, wolnych faz ciekłych, np. oleju;
- operacje chemiczne/fizyczne w celu oddzielenia metali ciężkich i/lub innych ciał stałych.

Jeśli koncentratu nie poddaje się odzyskiwaniu, po odparowaniu wymagane jest dalsze oczyszczanie, np. spalanie.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.94

Tabela 3.94: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z odparowaniem

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Zanieczyszczenie	<ul style="list-style-type: none">• Wymienniki ciepła mają tendencję do zanieczyszczenia się
Korozja	<ul style="list-style-type: none">• Korpus wyparki i wymiennik ciepła są wrażliwe na działanie substancji powodujących korozję
Substancje	<ul style="list-style-type: none">• Ten proces zakłócają substancje tworzące pianę oraz cząstki koloidalne i zawieszone• Lotne substancje nieorganiczne/organiczne również ulegają odparowaniu

Zalety i wady podano w Tabeli 3.95

Tabela 3.95: Zalety i wady związane z odparowaniem

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Możliwe odzyskiwanie materiału • Umożliwia usuwanie ogniotrwałych i/lub toksycznych związków organicznych ze ścieków • Powoduje zmniejszenie ilości ścieków • Powoduje zmniejszenie ilości i objętości odpadów niebezpiecznych 	<ul style="list-style-type: none"> • Pozostałości, jeśli nie nadają się do odzyskania, należy usunąć, zwykle przez spalanie • Lotne zanieczyszczenia zanieczyszczają kondensat (co wiąże się z późniejszym oczyszczaniem) lub są emitowane jako gaz odlotowy • Podatność na obrastanie, korozję i pienienie • Wysokie zużycie energii

Ekonomika

Koszty przedstawiono w Tabeli 3.96

Tabela 3.96: Aspekty ekonomiczne związane z odparowaniem

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne	50000 EUR (Przepływ 70 l/h) 155000 EUR (Przepływ 300 l/h) ⁽¹⁾	Odparowanie próżniowe
Koszty eksploatacji	NI	-
⁽¹⁾ 245000 EUR (Przepływ 300 l/h) w przypadku bardziej odpornej na korozję stali nierdzewnej (tj. AISI 316 - EURONORM X 6 CrNiMo 17 12 2). Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [63, VITO 2010].		

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest odzyskiwanie materiałów ze strumieni ścieków i minimalizacja ilości ścieków kierowanych do oczyszczania.

Przykładowe instalacje

Fabryka Austin, Czechy [107, COM 2007].

Literatura źródłowa

[22, BMU/LAWA 2000] [63, VITO 2010] [107, COM 2007]

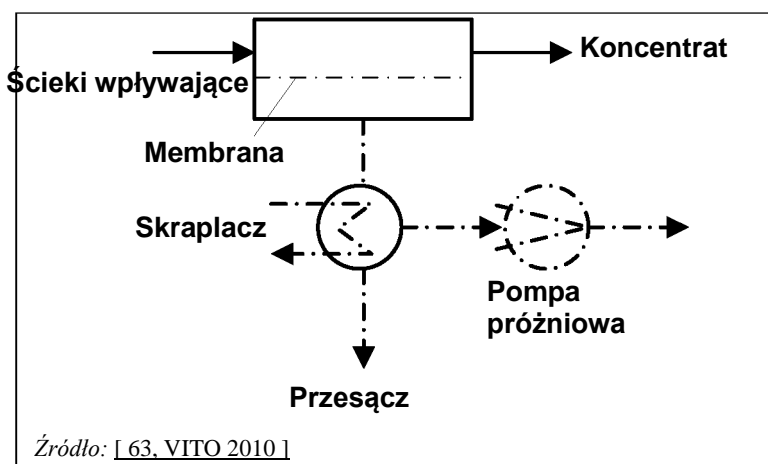
3.3.2.3.4.16 Perwaporacja

Opis

Perwaporacja to proces membranowy porównywalny z destylacją. Łączy ona przenikanie i parowanie. Perwaporacja wykorzystuje zarówno gradient stężeń, jak i ciśnienie jako siły napędowe dla rozdzielania. Lotne związki organiczne usuwa się z ciekłego roztworu zasilającego przez półprzepuszczalną membranę do fazy gazowej. Oddzielenie związków od ciekłej mieszaniny określa się nie tylko przez różnice w ich prężności pary, ale również przez ich szybkość przenikania przez membranę. Siłą napędową dla przenikania jest różnica potencjałów chemicznych związków między dwiema fazami oddzielonymi przez membranę.

Próżnię utrzymuje się po stronie przesączu przez membranę, podczas gdy stronę zasilającą membrany utrzymuje się pod atmosferycznym lub podwyższonym ciśnieniem, zatem powstaje różnica ciśnienia na membranie, która jest siłą napędową dla procesu perwaporacji. Związek(ki), który(e) przenika(ją) przez membranę, odparowuje(a) podczas przechodzenia przez membranę, ponieważ ciśnienie cząstkowe związku(ów) przenikającego(ych) jest utrzymywane poniżej równowagowego ciśnienia par. W większości przypadków przesącz poddaje się ponownemu skropleniu.

Schemat techniki przedstawiono na Rysunku 3.34.



Rysunek 3.34: Perwaporacja

Istnieją różne rodzaje membran do perwaporacji: membrany organiczne, zwane również membranami polimerowymi i membrany nieorganiczne, zwane również membranami ceramicznymi. Główną wadą membran polimerowych jest ich ograniczona odporność na rozpuszczalniki i temperaturę. Ogólnie membrany ceramiczne są odporne na rozpuszczalniki i temperaturę, mogą być stosowane w szerokim zakresie pH i mają zarówno wysoką selektywność, jak i przepuszczalność.

Proces perwaporacji, zgodnie z powszechnie przyjętym modelem sorpcji i dyfuzji, składa się z trzech następujących po sobie etapów:

- sorpcji właściwej w warstwie membrany jednego lub większej liczby związków w mieszaninie zasilającej w zależności od właściwości membrany;
- dyfuzji związków przez membranę;
- desorpcji związków po stronie przesączu jako pary.

Perwaporacja nie opiera się na równowadze ciecz/para, tak jak destylacja, ale opiera się na różnicach w sorpcji i dyfuzji różnych związków w strumieniu zasilającym. Jest to zatem interesująca alternatywa dla rozdzielania mieszanin azeotropowych, które mają ten sam skład fazy gazowej i ciekłej lub mieszanin o podobnych temperaturach wrzenia. Ponadto zapewnia ona korzyść energetyczną, ponieważ w fazę gazową należy przekształcić tylko związek przenikający.

Istnieje również alternatywny proces, określany jako przenikanie pary. Przenikanie pary polega na wprowadzeniu strumienia zasilającego w postaci pary przed zetknięciem jej z membraną. Ta alternatywa jest szczególnie interesująca, jeśli strumień zasilający wychodzi z wcześniejszego etapu procesu w postaci pary.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Przy usuwaniu lotnych związków organicznych (w tym chlorowanych węglowodorów i BTEX) ze ścieków, perwaporacja jest konkurencyjna w stosunku do adsorpcji na węglu aktywnym węgla i odpędzania. Perwaporacja polega na łatwym usuwaniu związków z wody do poziomów poniżej 1%. Możliwe są wyższe poziomy oczyszczania koncentratu, ale wymagają stosunkowo dużej powierzchni membrany, ponieważ przepływające strumienie mają stosunkowo niskie stężenia (mała siła napędowa) [63, VITO 2010].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Technika ta może pozwolić na oszczędność energii w ilości powyżej 50% w porównaniu do destylacji. W przypadku zastosowania prawidłowego oczyszczania wstępnego (np. mikrofiltracji) w obecności zawiesiny i jeśli proces przenikania pary stosuje się dla obecności soli, nie oczekuje się żadnych problemów podczas czyszczenia membrany - w związku z tym nie są potrzebne żadne substancje chemiczne.

Dane robocze

Aby uzyskać wystarczający strumień podczas perwaporacji, eksploatację zwykle prowadzi się w temperaturach między 50 °C a 100 °C. Typowe przepływy uśrednione dla procesu perwaporacji mają wartość około 1 kg/(m²×h). Perwaporacja jest stosunkowo prostym procesem. Parametrami optymalizacji procesu są temperatura, próżnia, szybkość doprowadzania i stężenie strumienia zasilającego.

Możliwość zastosowania

Perwaporacja/przenikanie pary jest praktyczną i opłacalną alternatywą dla destylacji podczas odprowadzania rozpuszczalników, szczególnie w przypadku, gdy azeotrop należy poddać rozkładowi lub trzeba rozdzielić ciecze o podobnych temperaturach wrzenia. W takich przypadkach proces hybrydowy (destylacja w połączeniu z perwaporacją) jest zwykle najbardziej ekonomicznie opłacalnym rozwiązaniem.

Hydrofilową perwaporację lub przenikanie pary można również stosować do usuwania wody z mieszaniny reakcyjnej, a zatem korzystnego zmieniania równowagi reakcji. Jest to na przykład stosowane w reakcjach estryfikacji.

Perwaporację należy wprowadzać, aby usuwać związek (związki) występujące w mniejszości z mieszaniny. W takim przypadku wymagana powierzchnia membrany i wymagana energia będą najmniejsze. Większość membran do perwaporacji działa optymalnie, gdy przenikające związki w strumieniu zasilającym znajdują się poniżej określonego maksymalnego poziomu. Związki o wysokiej temperaturze wrzenia utrudniają perwaporację. Ograniczają one selektywność i mogą blokować membranę.

Ekonomika

Teoretyczna ocena ekonomiczna hybrydowej jednostki do destylacji/perwaporacji dla mieszaniny do oczyszczenia izopropanol/woda (50/50% wag.) wykonana przez Van Hoofa i wsp. (2004) pozwoliła uzyskać następujące koszty zarówno w przypadku membran polimerowych, jak i ceramicznych (niższe koszty były związane z membranami ceramicznymi):

- koszty eksploatacji (głównie energia): ~ 17 EUR/t produktu;
- koszty inwestycyjne: ~ 40 EUR/t produktu;
- konserwacja (w tym wymiana membrany): ~ 13 EUR/t produktu;

Zatem koszty odprowadzania rozpuszczalników, które tworzą azeotrop, przy zastosowaniu hybrydowego procesu destylacji/perwaporacji, stanowią około połowę kosztów związanych z „klasyczną” destylacją azeotropową.

Uwzględniając ograniczone wdrażanie, nie można podać kosztów inwestycyjnych w przypadku instalacji na pełną skalę.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia w porównaniu do bardziej klasycznych technologii, takich jak destylacja, są znaczące oszczędności energii.

Przykładowe instalacje

Na całym świecie istnieją różne wdrożenia na dużą skalę, z których większość dotyczy odprowadzania alkoholu (etanolu i izopropanolu). Wydajność większości instalacji wynosi od 50l/dzień do 300 l/dzień. Są to zatem raczej niewielkie instalacje.

Przykładami sektorów, w których można wdrożyć perwaporację, są przemysł chemiczny, przemysł farmaceutyczny, przemysł petrochemiczny, rafinerie i produkcja farb, połysków, lakierów lub farb drukarskich.

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010] [203, Van Hoof i wsp. 2004]

Opis

Odpędzanie ze ścieków to operacja, w której ścieki styka się z silnym przepływem prądu gazu w celu przeniesienia lotnych substancji zanieczyszczających (np. amoniaku, metanolu) z fazy wodnej do fazy gazowej. Zanieczyszczenia są usuwane z gazu odpędzającego, dzięki czemu można je zawrócić do procesu i ponownie wykorzystać. Lotne związki organiczne i nieorganiczne są przenoszone z ścieków do gazów odlotowych, znacznie zwiększając powierzchnię poddawaną procesowi zanieczyszczonej wody. Jednak parowanie wody obniża temperaturę ścieków, zmniejszając tym samym lotność zanieczyszczeń.

Stosowane gazy to powietrze i para wodna. Odpędzanie z powietrzem można przeprowadzić z ogrzewaniem lub bez kolumny odpędowej, przy ten ostatni proces stosuje się z wysoce lotnymi lub wrażliwymi związkami. Niezbędną energię cieplną zwykle dostarcza się poprzez wykorzystanie ciepła procesowego. Odpędzanie z parą wodną jako alternatywę dla odpędzania z powietrzem stosuje się w przypadku związków, które są mniej lotne i/lub mniej wrażliwe. Para wodna jest zwykle dostarczana przez urządzenia do wytwarzania pary wodnej już istniejące w obiekcie lub przez wykorzystanie ciepła odpadowego. Jeśli nie ma istniejących urządzeń do wytwarzania pary wodnej, odpędzanie z parą wodną może nie być ekonomicznie wykonalne.

Najpowszechniejsze urządzenia do odpędzania wymieniono poniżej.

- Wieżowe urządzenia do odpędzania z wypełnieniem, wyposażone w dysze rozpylające na górze, służące do dystrybucji ścieków w wypełnieniu. Gaz odpędzający przepływa w przeciwnym kierunku przez wypełnienie; studzienka na dnie zbiera oczyszczoną wodę. Wieżowe urządzenia do odpędzania z wypełnieniem są dodatkowo wyposażone w podgrzewacz powietrza (do odpędzania z powietrzem), zautomatyzowany system sterowania i system kontroli emisji do powietrza (jednostkę GAC, utleniacz katalityczny lub piec do spoielania).
- Zbiorniki do odpędzania, w których lotne związki usuwa się przez przepuszczanie gazu (powietrza, pary) do zbiornika kanalizacyjnego ścieków.

Sprzęt składa się z:

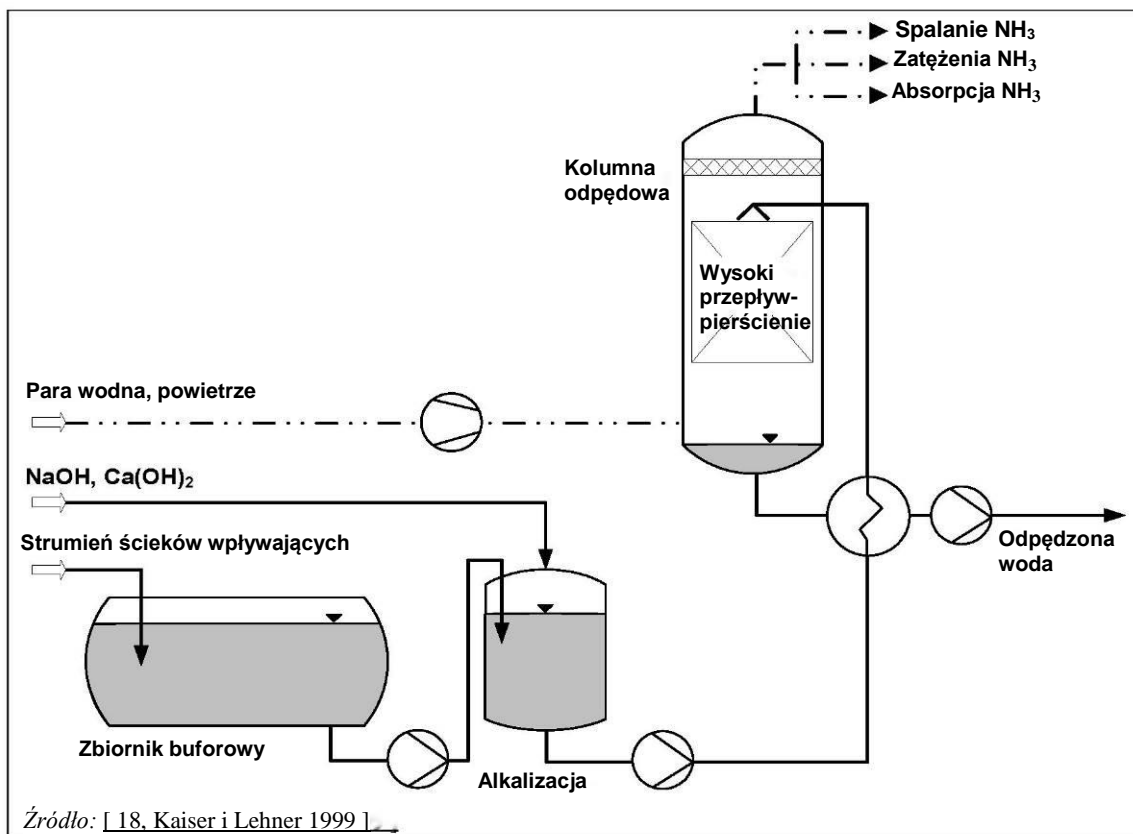
- zbiornika buforowego dla ścieków;
- zbiornika do wstępnego oczyszczania do regulacji pH;
- kolumny(y) odpędowej(ych) działającej(ych) w przepływie wstecznym;
- podgrzewacza strumienia zasilającego, odzyskującego ciepło z dalszego skraplacza odpędzonej pary;
- skraplacza chłodzonego powietrzem lub wodą;
- dalszych instalacji do oczyszczania gazu.

Urządzenia do odpędzania mogą działać w sposób ciągły lub okresowy.

Późniejsze usuwanie lotnych zanieczyszczeń z fazy gazowej można osiągnąć poprzez:

- adsorpcję na GAC, zeolitach lub żywicach syntetycznych (patrz Sekcja 3.5.1.2.3);
- absorpcję przez niewodny rozpuszczalnik i późniejszą desorpcję (patrz Sekcja 3.5.1.2.4);
- absorpcję przez roztwory wodne, takie jak silne kwasy (w celu absorpcji amoniaku, patrz Sekcja 3.5.1.2.4);
- skraplanie lub częściowe skraplanie i dalsze oczyszczanie (patrz Sekcja 3.5.1.2.2);
- utlenianie termiczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.5) lub utlenianie katalityczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.6).

Przykład procesu odpędzania (tj. odpędzanie amoniaku z powietrzem/parą wodną) przedstawiono na Rysunku 3.35.



Rysunek 3.35: Odpędzanie amoniaku z powietrzem i parą wodną

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z odpędzaniem przedstawiono w Tabeli 3.97

Tabela 3.97: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z odpędzaniem

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)		Poziom emisji (mg/l)		Uwagi
	Powietrze	Para	Powietrz	Para	
Amoniak	NI	NI	< 5 ⁽¹⁾	NI	Niskie stężenia w strumieniu zasilającym i optymalne warunki
	NI	99 ⁽²⁾	NI	< 50 ^(2,3)	Zasilanie 10 g/l
	> 92 ^(4,5)	NI	70 ⁽⁴⁾	NI	Przesącz z oczyszczania osadu czynnego, zasilanie 500–1200 mg/l, szybkość zasilania 19–24 m ³ /h
LZO	99 ⁽¹⁾	NI	NI	NI	Szybkość doprowadzania 1 m ³ /h, stężenie 2 g/l (dichlorometan, trichlorometan, benzen, toluen, ksylen, estry, etery)
Metanol	NI	97	NI	NI	Szybkość doprowadzania (m ³ /h) stężenie 36 g/l
Chlorometan	NI	NI	NI	< 1 ⁽¹⁾	Szybkość doprowadzania 6 m ³ /h, stężenie > 200 mg/l
Dichlorometan	NI	99 ⁽¹⁾	NI	NI	Szybkość doprowadzania 4 m ³ /h, stężenie 5 g/l
Tetrachlorometan	90-98 ⁽²⁾	NI	NI	NI	Wieża z wypełnieniem, powietrze/woda od 5/1 do 35/1
1,2-dichlorometan	65 ⁽²⁾	NI	NI	NI	Wieża z wypełnieniem, powietrze/woda 35/1
Trichloroeten	69-92 ⁽²⁾	NI	NI	NI	Wieża z wypełnieniem, powietrze/woda od 4/1 do 30/1
	90 ⁽²⁾	NI	NI	NI	Natlenianie przez rozpylanie
Perchloroeten	95 ⁽²⁾	NI	NI	NI	Wieża z wypełnieniem, powietrze/woda 5/1
	90 ⁽²⁾	NI	NI	NI	Natlenianie przez rozpylanie
Metylal	NI	99 ⁽¹⁾	NI	NI	Szybkość doprowadzania 4 m ³ /h, stężenie 30 g/l
BTEX	NI	> 99 ⁽¹⁾	NI	NI	Zasilanie 400 m ³ /h, stężenie 500-1000 mg/l BTX
Fenole	NI	99-99,6 ⁽⁶⁾	NI	50-200 ⁽⁶⁾	Zasilanie 7-8 m ³ /h, stężenie 20-40 g/l

⁽¹⁾ [22, BMU/LAWA 2000].
⁽²⁾ [3, Environment Agency (England and Wales) 1997].
⁽³⁾ W przypadku dodania wodorotlenku sodu, poziomy emisji 10-15 mg/l można uzyskać, usuwając kwaśną wodę przez odpędzanie z parą wodną [227, CWW TWG 2009].
⁽⁴⁾ [73, Sackewitz 1999].
⁽⁵⁾ Wydajność odpędzania amoniaku z powietrzem zależy w dużej mierze od temperatury powietrza i stosunku powietrze/woda.. Wydajność znacząco spada wraz ze spadkiem temperatury powietrza. W temperaturze 20 °C wydajność usuwania amoniaku wynosi 90-95%, natomiast w temperaturze 10 °C wydajność spada do 75% [241, US EPA 2000].
⁽⁶⁾ [36, NOREC 2000].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Dalsze dane dotyczące wydajności można znaleźć w OFC BREF [105, COM 2006].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Odpędzania nie wykorzystuje się jako indywidualnego procesu. Potrzebuje ono co najmniej dalszego oczyszczania gazu. Usunięte LZO zawraca się do procesu produkcyjnego albo oczyszcza (np. przez płukanie, adsorpcję, utlenianie termiczne lub katalityczne). Mówiąc ogólnie, oczyszczanie gazu odpędzającego jest niezbędnym etapem procesu i czasami jest bardziej skomplikowane niż sama operacja odpędzania. Aby uzyskać całkowicie skuteczne oczyszczenie, zarówno etap odpędzania, jak i oczyszczanie gazu odpędzającego należy starannie do siebie dopasować.

Jeżeli osiągnięty poziom emisji dla ścieków jest niewystarczający (patrz osiągalne poziomy emisji), musi być dostępne dalsze oczyszczanie w dalszej części instalacji.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.98

Tabela 3.98: Materiały eksploatacyjne związane z odpędzaniem

Materiał eksploatacyjny	Ilość	
	Odpędzanie z powietrzem	Odpędzanie z parą wodną
Środki chemiczne do regulacji pH (kwas, soda kaustyczna,	Stechiometryczna	Stechiometryczna
Środki przeciwporostowe	NI	NI
Para	NI	0,1-0,3 tony/m ³ ^(1,2)
Energia (kWh) ⁽³⁾	0,1-0,2 (z filtrem biologicznym jako techniką oczyszczania powietrza) ⁽³⁾ 0,3-0,5 (z węglem aktywnym jako techniką oczyszczania powietrza) ⁽³⁾	680 ^(4,5)
Elektryczność	1,8 (6,7)	NI
Gaz (ogrzewanie) (m ³ gazu/m ³ wody)	0,5 (6)	NI
⁽¹⁾ [3. Environment Agency (England and Wales) 1997]. ⁽²⁾ [22. BMU/LAWA 2000]. ⁽³⁾ [63. VITO 2010]. ⁽⁴⁾ [36. NOREC 2000]. ⁽⁵⁾ W tym wytwarzanie pary. ⁽⁶⁾ [73. Sackewitz 1999]. ⁽⁷⁾ Urządzenia napędzane silnikiem, takie jak pompy i odpowietrzniki.. Uwaga: NI = Brak informacji.		

Dane robocze

Monitorowanie

Parametry do kontrolowania obejmują:

- pH, zwłaszcza jeśli chodzi o amoniak lub siarkowodór;
- zasilanie;
- ciśnienia;
- temperatury;
- kontrolę poziomu cieczy;
- współczynnik refluksu w kolumnie.

Możliwość zastosowania

Odpędzanie stosuje się do oddzielania lotnych zanieczyszczeń z wody, np.:

- chlorowanych węglowodorów, takich jak trichloroeten, perchloroeten, trichlorometan, dichloroetan, trichloroetan;
- amoniaku i siarkowodoru; ich lotność jest silnie zależna od temperatury i pH, dlatego niezbędna jest kontrola pH (pH > 9,5 w przypadku amoniaku, pH 2-3 w przypadku siarkowodoru);
- amoniaku i siarkowodoru razem w dwuetapowej jednostce do odpędzania z parą wodną [76. Ecker and Winter 2000];
- rozpuszczalników organicznych, benzyny, oleju napędowego, niskocząsteczkowych związków aromatycznych, fenolu, merkaptanów.

Wybór zastosowania odpędzania z powietrzem lub parą wodną, zależy od:

- podatności zanieczyszczeń;
- tego, czy zanieczyszczenia mają być odzyskane;
- dostępności pary wodnej;
- warunków bezpieczeństwa (tylko dla dużych ładunków LZO) itd. Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.99

Tabela 3.99: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z odpędzaniem

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Zanieczyszczenie	Wymienniki ciepła mają tendencję do zanieczyszczenia się
Zawieszone cząstki stałe	< 5 ppm

Zalety i wady podano w Tabeli 3.100

Tabela 3.100: Zalety i wady związane z odpędzaniem

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Wysoka wydajność usuwania • Możliwe jest odzyskiwanie materiału • Mały spadek ciśnienia • Niskie zużycie energii 	<ul style="list-style-type: none"> • W pewnych warunkach (żelazo > 5 mg/l, twardość wody > 800 mg/l) wymagana jest wysoka zdolność do porastania, a zatem wstrzykiwanie środków przeciwporostowych jest niezbędne. • Gaz odpędzający należy oczyszczać • Wymagane jest częste czyszczenie kolumny

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z odpędzaniem podano w Tabeli 3.101

Tabela 3.101: Aspekty ekonomiczne związane z odpędzaniem

Rodzaj kosztów	Koszty (tysiące) ⁽¹⁾		Uwagi
	Powietrze	Para	
Koszty inwestycyjne	70-100 GBP (85-120 EUR)	200-300 GBP (240-370 EUR)	Oczyszczanie 50 m ³ ścieków/h
Koszty eksploatacji	15-20 GBP (18-24 EUR)	300-400 GBP (370-490 EUR)	
⁽¹⁾ Średni kurs wymiany walut na 1996 r.: EUR/GBP = 0,8188. Źródło: [32, ETBPP 1996].			

Koszty eksploatacji połączenia odpędzania i utleniania termicznego podano w OFC BREF [105, COM 2006].

Siła napędowa dla wdrożenia

Głównymi siłami napędowymi dla wdrożenia są umożliwienie odzyskania produktu i spełnienie dopuszczalnych wielkości emisji.

Przykładowe instalacje

Technikę tę stosuje się zwłaszcza w sektorach LVOC i OFC [104, COM 2003] [105, COM 2006].

Stosowanie odpędzania zgłoszono w badaniu dla niektórych OŚ [222, CWW TWG 2013]:

- OŚ nr 1: wstępne oczyszczanie ścieków z produkcji środków farmaceutycznych;
- OŚ nr 12: wstępne oczyszczanie strumieni ścieków o wysokim stężeniu przedmuchiwalnych AOX i rozpuszczalników z obiektu OFC;
- OŚ nr 19: wstępne oczyszczanie ścieków w celu usunięcia dichlorometanu;

Literatura źródłowa

[3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [18, Kaiser i Lehner 1999] [22, BMU/LAWA 2000] [32, ETBPP 1996] [36, NOREC 2000] [63, VITO 2010] [73, Sackewitz 1999] [76, Ecker i Winter 2000] [104, COM 2003] [105, COM 2006] [222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009] [241, US EPA 2000]

3.3.2.3.4.18 Spalanie ścieków

Opis

Spalanie ścieków to utlenianie powietrzem organicznych i nieorganicznych zanieczyszczeń ścieków oraz równoczesne odparowywanie części wodnej pod ciśnieniem normalnym i w zakresie temperatur od 730 °C do 1200 °C lub poniżej tego zakresu w przypadku stosowania katalizatorów. W przemyśle chemicznym spalanie ścieków często odbywa się centralnie lub, jako współspalanie, w instalacjach do spalania/spopielania. Produktami reakcji są dwutlenek węgla, woda i inne związki nieorganiczne (tlenki azotu, tlenki siarki, fluorowcówodory, fosforany, związki metali ciężkich), w zależności od obecnych zanieczyszczeń. W tej sekcji przedstawiono przegląd spalania ścieków w przemyśle chemicznym. Więcej ogólnych informacji na temat spalania odpadów można znaleźć w dokumencie BREF dotyczącym spalania odpadów [108, COM 2006].

Wspólne spalanie cieczy i gazów odlotowych omówiono w skrócie w Sekcji 3.5.3 (więcej informacji można znaleźć w dokumencie BREF dotyczącym spalania odpadów [108, COM 2006]).

Spalanie ścieków jest samowystarczalne tylko wówczas, jeśli ładunek organiczny jest wystarczający do zapewnienia odpowiedniego wsparcia energetycznego dla odparowania i podgrzania wody ($ChZT > 50$ g/l). Przy niskim ładunku organicznym spalarnię należy zasilac paliwem pomocniczym. Ilość dodatkowej energii zmniejsza się przez obniżenie zawartości wody, np. przez odparowanie poprzedzające (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.15), wykorzystujące ciepło odpadowe. Instalacja kotła może być wygodnym sposobem wytwarzania pary z ciepła spalania, które można wykorzystać do odparowania [251, Ullmann's 2000].

Urządzenia do spalania ścieków mogą być zbudowane jako zwykłe komory spalania lub spalarnie ze złożem fluidalnym. Istnieje duże zapotrzebowanie na stabilność i odporność na korozję materiału do instalacji. Komory spalania są często budowane z ceramiki.

Spalanie ścieków można również prowadzić w zwykłej spalarni odpadów, ze ściekami jako dodatkowym zasilaniem. Wstępne oczyszczanie może być konieczne w celu wyeliminowania cząstek stałych przekraczających maksymalny rozmiar, aby zapobiec blokowaniu strumienia.

Spalanie jest często wybieranym sposobem oczyszczania ścieków z chemicznych zakładów wieloproduktowych o różnych toksycznych lub bardzo toksycznych strumieniach ścieków, których nie można skierować do tradycyjnej oczyszczalni ścieków.

Ponieważ podczas spalania chlorowanych związków istnieje ryzyko powstania dioksyn/furanu (PCDD / PCDF), następujące warunki eksploatacji są ogólnie uważane za odpowiednie dla

spalania związków fluorowcoorganicznych (warunki te wskazano w rozdziale IV dyrektywy 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010]):

- temperatura > 1100 °C (850 °C podczas spalania odpadów zawierających mniej niż 1% związków fluorowcoorganicznych);
- czas przebywania > 2 s;
- zawartość tlenu > 3 %.

Ponadto należy zapobiegać warunkom sprzyjającym powstawaniu dioksyn/furanów bezpośrednio po spalaniu. Osiąga się to poprzez „szybkie gaszenie” gazów po spalaniu, bardzo szybko schładzając je z wysokiej temperatury do temperatury poniżej zakresu reformowania dioksyn/furanów.

Środki te mają na celu utrzymanie poziomu emisji PCDD/PCDF poniżej 0,1 ng TEQ/Nm³. W przypadku spalania fluorowcowanych substancji LZO niezbędna jest płuczka HCl.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane ze spalaniem ścieków przedstawiono w Tabeli 3.102

Tabela 3.102: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze spalaniem ścieków

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji	Poziomy emisji (mg/l)	Uwagi
OWO	> 99	NI	–
Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [22, BMU/LAWA 2000].			

Osiągalne poziomy emisji i efektywność redukcji w Tabeli 3.102 są związane ze strumieniem ścieków, który oczyszcza się przez spalanie. Emisje do powietrza i zrzuty ścieków z oczyszczania gazów spalinowych uregulowano w dyrektywie 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych, w szczególności w jej rozdziale IV i załączniku VI [5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010]. Więcej informacji można znaleźć w dokumencie LVOC BREF dotyczącym spalania odpadów [108, COM 2006].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Spalanie ścieków prowadzi do powstawania gazów spalinowych (potencjalnie zawierających HCl, SO_x, NO_x itd.), które w zależności od ich zawartości mogą wymagać dalszego oczyszczania prowadzącego do powstania dodatkowych ścieków i odpadów stałych. Gdy procesu nie można eksploatować autotermicznie, wymagane jest paliwo pomocnicze. Tymczasem, gdy ciepła odpadowego nie można odzyskać ani ponownie wykorzystać, część ciepła uwalniana jest do środowiska.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.103

Tabela 3.103: Materiały eksploatacyjne związane ze spalaniem ścieków

Materiał eksploatacyjny	Ilość
Paliwo pomocnicze (niska zawartość OWO)	NI
Energia elektryczna dla pomp, palników, itd. (kWh/m ³)	NI
Uwaga: NI = Brak informacji.	

Dane robocze**Monitorowanie**

W całym procesie konieczne jest dokładne monitorowanie parametrów roboczych, takich jak zawartość tlenu, temperatura, zawartość tlenków siarki, tlenków azotu, halogenków wodoru i pyłu, aby zapewnić bezawaryjną pracę.

Możliwość zastosowania

Spalanie stosuje się w przypadku ścieków zawierających związki, które nie ulegają łatwo biodegradacji lub mogą zakłócać proces biologiczny w dalszej biologicznej OŚ lub które mają właściwości zbyt szkodliwe, aby można było je uwolnić do zwykłego systemu kanalizacji. Takie zawartości obejmują:

- wodne pozostałości po produkcji barwników;
- wodne pozostałości po produkcji kauczuku, zawierające wyjątkowo duże ładunki soli;
- wodne pozostałości po produkcji poliestrów.
- wodne pozostałości po produkcji barwników.

Spalanie ścieków jest preferowane w stosunku do innych technik obróbki, które służą temu samemu celowi, gdy te zawodzą lub okazują się nieoptyczne. Jest ono szczególnie odpowiednie, gdy [251, Ullmann's 2000]:

- składników organicznych nie można użyć ponownie lub gdy ich odzyskiwanie jest nieoptyczne;
- zanieczyszczenia stanowią wieloskładnikową mieszaninę, w której zarówno stężenie, jak i stosunek mieszania zmieniają się w sposób ciągły;
- poza zawartością organiczną występuje znaczna ilość materiału nieorganicznego;
- ścieki słabo ulegają biodegradacji lub są toksyczne;
- zawartość soli jest zbyt wysoka do oczyszczania biologicznego lub tylko po znacznym rozcieńczeniu;
- spalanie pozwala na odzyskanie niezniszczalnego materiału zasilającego, np. soli lub powoduje wytwarzanie cennych produktów.

Strumienie ścieków odpowiednie do spalania na ogół obejmują zakres od 2 m³/h do 30 m³/h ze stężeniami ChZT od 50000 mg/l do 100000 mg/l. Niższe stężenia wymagają paliwa pomocniczego.

Ścieki o małym ciepłe spalania można wtryskiwać do pieców obrotowych w celu współspalania z odpadami.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.104

Tabela 3.104: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze spalaniem ścieków

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Fluorowce i siarka	Zawartość fluorowców i siarki wymagają specjalnego oczyszczania gazów
Temperatura spalania	Wzrost ilości tlenków azotu ze wzrostem temperatury spalania
Ciała stałe, sole	Mogą blokować wtryskiwacze, dlatego potrzebny jest odpowiedni sprzęt

Zalety i wady podano w Tabeli 3.105

Tabela 3.105: Zalety i wady związane ze spalaniem ścieków

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Duża zawartość substancji organicznych zostanie prawie całkowicie usunięta • Eliminacja zanieczyszczeń możliwa również przy wysokim stężeniu soli • Można wykorzystać ciepło odpadowe 	<ul style="list-style-type: none"> • Niskie stężenia związków organicznych wymagają paliwa pomocniczego • Należy usunąć odpady stałe (popioły denne i lotne) • Spalanie związków siarki i/lub związków fluorowcowanych może wymagać oczyszczania gazów spalinowych, powodując powstawanie ścieków i odpadów stałych

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia tej techniki jest uwolnienie etapu oczyszczania biologicznego od poszczególnych ładunków ChZT/AOX o niskiej podatności na biodegradację lub wpływie hamującym/toksycznym.

Przykładowe instalacje

Spalanie ścieków jest szeroko stosowane w Europie (np. w sektorze OFC).

Literatura źródłowa

[5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010] [22, BMU/LAWA 2000] [108, COM 2006] [190, UBA DE 2009] [191, UBA DE 2009] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.5 Rozpuszczalne biodegradowalne zanieczyszczenia/oczyszczanie biologiczne

3.3.2.3.5.1 Streszczenie

Główną linią produkcyjną w przemyśle chemicznym jest wytwarzanie i przetwarzanie substancji organicznych. Zatem większość ścieków przemysłu chemicznego jest obciążona zanieczyszczeniami organicznymi, które w większym lub mniejszym stopniu ulegają biodegradacji i nadają się do biologicznych technik oczyszczania. Substancje, które mogą zakłócać degradację biologiczną, należy usunąć przed oczyszczaniem biologicznym (patrz Sekcja 3.3.2.3.4).

Oczyszczanie biologiczne to degradacja rozpuszczonych substancji organicznych za pomocą mikroorganizmów (tj. bakterii) jako środków utleniających. Organiczny azot i fosfor przekształcają się odpowiednio w grupy amonowe i fosforanowe. Zdolność do biodegradacji strumienia ścieków można, zgodnie z ogólną zasadą, oszacować na podstawie stosunku BZT/ChZT (przed oczyszczaniem):

- BZT/ChZT < 0,2 ścieki względnie nieulegające degradacji
- BZT/ChZT 0,2-0,4 ulegające biodegradacji w stopniu od umiarkowanego do wysokiego
- BZT/ChZT > 0,4 ulegające biodegradacji w wysokim stopniu.

Istnieją trzy rodzaje procesów metabolicznych:

- procesy tlenowe przy użyciu rozpuszczonego tlenu;
- procesy w warunkach niedotlenienia, z wykorzystaniem biologicznej redukcji dawców tlenu;
- procesy beztlenowe bez dopływu tlenu.

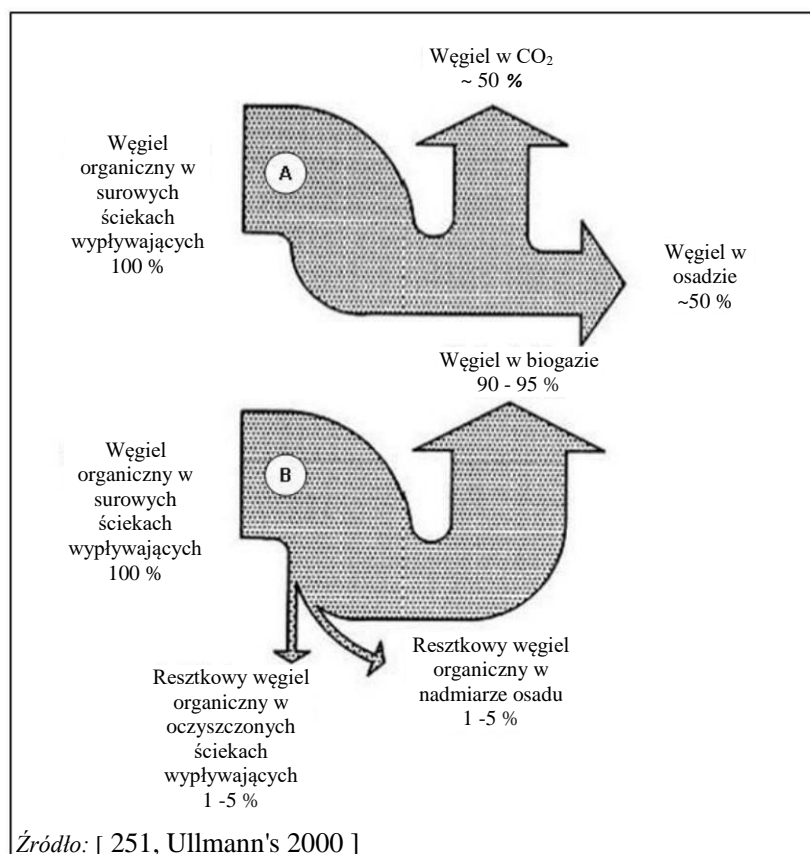
Główne właściwości tych trzech procesów metabolicznych w związku z oczyszczaniem ścieków podano w Tabela 3.106 [251, Ullmann's 2000].

Tabela 3.106: Specyficzne parametry procesu zwykle związane z biologią beztlenową, anoksydacyjną i tlenową

Parametr	Warunki beztlenowe	Warunki niedoboru tlenu	Warunki tlenowe
Rozpuszczony tlen (mg/l)	0	0	> 0
Zużycie energii	Niskie	Niskie	Wysokie
Wytwarzanie osadu	Niskie	Wysokie	Wysokie
Wrażliwość na substancje toksyczne	Wysoka	Niska	Niska
Wydajność usuwania ChZT	< 85 % ⁽¹⁾	Różna, w zależności od denitryfikacji	> 85 %
Wydajność usuwania azotu	0	45-90 % (nityfikacja wymagana jako pierwszy etap)	Umiarkowana (asymilacja N do biomasy)
Przydatność jako wstępne oczyszczanie	Tak	Tak	Tak
Przydatność do ostatniego etapu oczyszczania	Nie	Nie	Tak

⁽¹⁾ Wartość normalna, może być wyższa dla zastosowań specjalnych (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.2, osiągalne poziomy emisji/efektywność redukcji).

Porównanie bilansu węglowego w procesach tlenowych i beztlenowych przedstawiono na Rysunku 3.36.



Rysunek 3.36: Bilanse węglowe w tlenowej (A) i beztlenowej (B) degradacji mikrobiologicznej związków organicznych

Zaletą biologicznego oczyszczania ścieków - niezależnie od rodzaju procesu metabolicznego - jest stosunkowo szybka zdolność adaptacyjna mikroorganizmów do różnorodnych pożywek.

Techniki oczyszczania biologicznego powszechnie stosowane w przemyśle chemicznym omówiono w następujących sekcjach.

3.3.2.3.5.2 Oczyszczanie beztlenowe

Opis

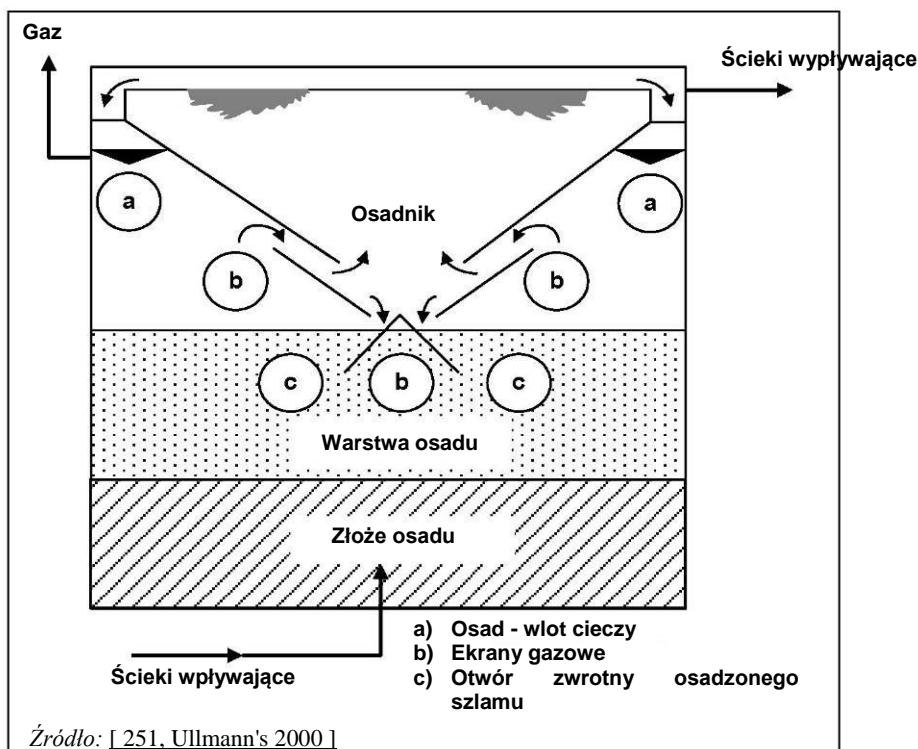
Bezettlenowe oczyszczanie ścieków powoduje przetworzenie zawartości organicznej w ściekach, przy pomocy mikroorganizmów i bez przedostawania się powietrza, do różnych produktów, takich jak metan, dwutlenek węgla, siarczek itp. Biogaz składa się z około 70% metanu, 30% dwutlenku węgla i innych gazów, takich jak wodór i siarkowodór (przykłady składów biogazu podano w [63, VITO 2010]). Proces prowadzi się w szczelnym reaktorze zbiornikowym z mieszaniem, a mikroorganizmy są zatrzymywane w zbiorniku jako biomasa (osad).

Istnieje szereg dostępnych reaktorów. Najczęściej używane to:

- beztlenowy reaktor kontaktowy;
- reaktor z zawieszonym osadem beztlenowym (UASB);
- reaktor ze złożem nieruchomym;
- reaktor ze złożem rozszerzonym.

W **beztlenowym procesie kontaktowym**, ścieki są mieszane z zawróconym osadem i trawione w zamkniętym reaktorze, mieszanina ścieków/osadów jest zewnętrznie rozdzielana (np. przez sedymentację, patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4 lub stosując flotację próżniową, patrz Sekcja 3.3.2.3.3.5), a nadsącz odprowadza się do dalszego oczyszczania. Beztlenowy osad zwraca się do reaktora [1, Metcalf i Eddy 1991].

W **procesie UASB** ścieki wprowadza się na dno reaktora, gdzie przepływają w górę przez warstwę osadu złożoną z biologicznie uformowanych granulek lub cząstek. Wytworzone gazy powodują mieszanie objętości ścieków. Faza ścieków przechodzi do komory osadczą, w której oddziela się stałą zawartość; gazy gromadzi się w kopułach w górnej części reaktora [1, Metcalf i Eddy 1991]. Zasada zilustrowano na Rysunku 3.37.

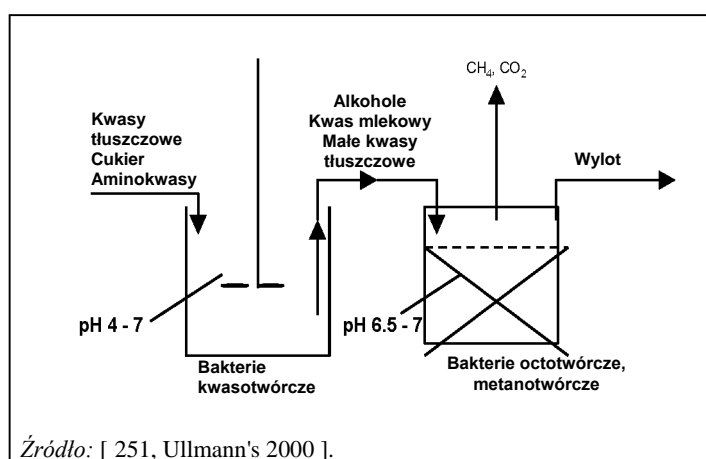


Rysunek 3.37: Proces UASB

W procesie ze złożem nieruchomym lub filtrem beztlenowym, ścieki przepływają w górę lub w dół (w zależności od zawartości substancji stałych w płynie) przez kolumnę z różnymi typami ośrodków stałych, na których rosną i są zatrzymywane mikroorganizmy beztlenowe [1, Metcalf i Eddy 1991]. W procesie ze złożem rozszerzonym, ścieki pompuje się do góry przez złożo odpowiedniego ośrodka (piasek, węgiel, polietylen itd.), na którym na biofilmie wytworzono wzrost biologiczny. Ścieki wypływające są zawracane w celu rozcieńczenia dopływających ścieków i zapewnienia odpowiedniego przepływu w celu utrzymania złoża w stanie rozszerzonym [1, Metcalf i Eddy 1991].

Nadmiar biomasy zdejmuje się z powierzchni i poddaje oczyszczeniu za bioreaktorem. Nie ma potrzeby zawracania osadu, nośnik biofilmu zapewniający wysokie stężenie biomasy znajduje się wewnątrz reaktora. Zaletą tej wersji oczyszczania beztlenowego jest zmniejszenie zapotrzebowania na miejsce przy tej samej wydajności. System jest bardziej odporny na chwilowe szczytowe obciążenia, które w przeciwnym razie mogą powodować toksyczne wyładowania.

Aby zwiększyć wydajność oczyszczania beztlenowego, wprowadza się wariant dwustopniowy, pokazany na Rysunku 3.38.



Rysunek 3.38: Dwustopniowy proces oczyszczania beztlenowego

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z oczyszczaniem beztlenowym przedstawiono w Tabeli 3.107

Tabela 3.107: Efektywność redukcji związana z oczyszczaniem beztlenowym

Proces	Doprowadzane ChZT (g/l)	Czas retencji (h)	Ładunek organiczny (kg/(m ³ xd))	Usuwanie ChZT (%)
Beztlenowy proces kontaktowy	1,5-5	2-10	0,48-2,40	75-90
UASB	5-15	4-12	4,00-12,0	75-85
Złożo nieruchome	10-20	24-48	0,96-4,81	75-85
Złożo rozszerzone	5-10	5-10	4,81-9,62	80-85

Źródło: [1, Metcalf i Eddy 1991].

Szybkość usuwania ChZT jest wysoce zależna od podatności na biodegradację substancji organicznych odpowiedzialnych za zawartość ChZT. Zatem głównym wymogiem w przypadku oczyszczania beztlenowego - i wszystkich rodzajów oczyszczania biologicznego - jest, o ile to możliwe, unikanie wprowadzania strumieni ścieków niepodatnych na degradację.

W połączeniu z dalszym oczyszczaniem tlenowym całkowite efektywności redukcji podano w Tabeli 3.108

Tabela 3.108: Efektywność redukcji związana z oczyszczaniem beztlenowym w połączeniu z dalszym oczyszczaniem tlenowym

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)
BZT	99-99,8
ChZT	95-97

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zwykle procesy beztlenowe prowadzi się jako biologiczne etapy wysokiego obciążenia, które wymagają dodatkowego oczyszczania biologicznego (tlenowego). Zaletą wstępnego oczyszczania beztlenowego jest niewielka ilość nadmiaru osadu czynnego wytworzonego podczas procesu, około 10% w porównaniu z tlenową metodą osadu czynnego. W ten sposób główna część ładunku organicznego ulegającego degradacji (75-85%) jest usuwana z jedną dziesiątą normalnego (tj. tlenowego) tworzenia się nadmiaru osadu, tj. w porównaniu z technikami tlenowymi, tylko 10% odpadów wymaga utylizacji.

Proces degradacji beztlenowej prowadzi do mieszaniny metanu i dwutlenku węgla w stosunku 1/1 do 3/1, wytwarzając w ten sposób gaz palny o wysokiej wartości cieplnej, który używa się zwykle do wymiany paliwa lub innych instalacji dostarczających energię. W porównaniu z procesami tlenowymi, zużycie energii jest znacznie mniejsze, ponieważ nie ma zapotrzebowania na energię do dostarczania powietrza lub tlenu do reaktora, ale tylko do wydajnego mieszania. Ogólnie przyczynia się to do redukcji dwutlenku węgla.

Powstanie palnych gazów i tworzenie metabolitów, takich jak krótkołańcuchowe kwasy karboksylowe, powoduje, że stosowanie zamkniętego sprzętu jest nieuniknione, aby zapobiec wypływowi nieprzyjemnego odoru. Zapobieganie powstawaniu nieprzyjemnych odorów jest niezbędną koniecznością końcowego oczyszczania ścieków.

Dane robocze

Monitorowanie

Monitorowanie biologicznej OŚ przedstawiono w Sekcji 3.2.2.1.

Możliwość zastosowania

Beztlenowe oczyszczanie ścieków zasadniczo stosuje się tylko jako wstępne oczyszczanie ścieków, które charakteryzują się wysokim ładunkiem organicznym (> 2 g/l) i mniej więcej stałą jakością [251, Ullmann's 2000]. Znajduje ono zastosowanie głównie w sektorach o powtarzalnych ściekach wypływających z dużym obciążeniem BZT.

Beztlenowe oczyszczanie ścieków przemysłowych staje się w ostatnich latach coraz ważniejsze ze względu na rosnące koszty energii i problemy z usuwaniem nadmiaru osadu powstającego w procesach oczyszczania tlenowego. Obecnie podejmuje się wysiłki w celu usuwania zanieczyszczeń organicznych w jak największym stopniu bez zewnętrznych źródeł energii, korzystając z wytworzonego biogazu, przy czym pożądany poziom czystości jest ostatecznie osiągnięty za pomocą następnego tlenowego biologicznego etapu klarowania [251, Ullmann's 2000].

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.109

Tabela 3.109: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z oczyszczaniem beztlenowym

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Temperatura	20-40 °C
pH	6,5-7,5, pH > 8 zatrzymuje proces tworzenia metanu
Substancje toksyczne	Należy zapobiegać wprowadzaniu substancji toksycznych, ponieważ proces ten jest na nie podatny

Zalety i wady podano w Tabeli 3.110

Tabela 3.110: Zalety i wady związane z oczyszczaniem beztlenowym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Niskie zużycie energii w porównaniu z procesem tlenowym Wytwarzanie gazu bogatego w energię, prawdopodobnie nadającego się do dalszego wykorzystania jako paliwo niskiej jakości przeznaczone do użytku lokalnego Mała ilość osadu z klarowania (w porównaniu do procesu tlenowego - jedna dziesiąta) (patrz Rysunek 3.36) W obecności siarczanów (VI) lub organicznych związków siarki związki metali ciężkich są przekształcane w siarczki i wytrącane Brak tworzenia się aerozoli i odpędzania substancji lotnych (w porównaniu z procesem tlenowym) 	<ul style="list-style-type: none"> Wysoka wrażliwość na substancje toksyczne, które mogą prowadzić do zwiększonego wydzielania się osadu czynnego po wprowadzeniu substancji toksycznych Możliwe jest wytwarzanie toksycznych, łatwopalnych gazów wylotowych o nieprzyjemnym odoru Bardzo wolny rozruch Efektywność redukcji nie jest wystarczająca dla końcowego etapu oczyszczania (usunięcie ChZT zwykle wynosi < 85%), co wymaga dalszego oczyszczania

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z oczyszczaniem beztlenowym podano w Tabeli 3.111

Tabela 3.111: Aspekty ekonomiczne związane z oczyszczaniem beztlenowym

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne	1000000 EUR ⁽¹⁾	Reaktor UASB (pojemność: 500 m ³ , ścieki przemysłowe o stężeniu ChZT wynoszącym 3000 mg/l, obciążenie objętościowe: 5 kg ChZT/(m ³ ×dzień))
Koszty eksploatacji	0,3 NLG/m ³ (0,14 EUR/m ³) (20000 NLG/rok (9070 EUR/rok)) ⁽²⁾	206 m ³ /dzień, obciążenie surowym ChZT 7300 kg/dzień lub 35 g/l
Korzyść (biogaz)	210000 NLG/rok (95300 EUR/rok) ⁽²⁾	206 m ³ /dzień, obciążenie surowym ChZT 7300 kg/dzień lub 35 g/l
	1,5 miliona NLG/rok (0,68 miliona EUR/rok) ⁽²⁾	W porównaniu ze spalaniem nadmiaru osadu

⁽¹⁾ [63, VITO 2010].
⁽²⁾ [38, Biothane 2000]. Stały kurs wymiany walut od stycznia 1999 r.: EUR/NLG = 2,204.

Skutecznej redukcji zanieczyszczeń organicznych towarzyszy wytwarzanie biogazu (możliwego do wykorzystania jako paliwo) i znaczne zmniejszenie nadmiaru osadu czynnego. Pod warunkiem, że można wykorzystać biogaz, ekologia i ekonomia stają się wzajemnie zależne, tj. dochodzi do sytuacji korzystnej dla wszystkich stron przez dłuższy okres, gdy oczyszczanie beztlenowe/końcowe oczyszczanie tlenowe przy niskim obciążeniu porównuje się z końcowym oczyszczaniem tlenowym przy wysokim obciążeniu i związanymi z nim kosztami (spalanie lub składowanie osadu).

Sila napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest wstępne oczyszczanie ścieków o wysokim ładunku ChZT/BZT przed oczyszczaniem tlenowym.

Przykładowe instalacje

Oczyszczanie beztlenowe stosuje się w przemyśle chemicznym, np. w Niemczech.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [38, Biothane 2000] [63, VITO 2010] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.5.3 Biologiczne usuwanie związków siarki/metali ciężkich

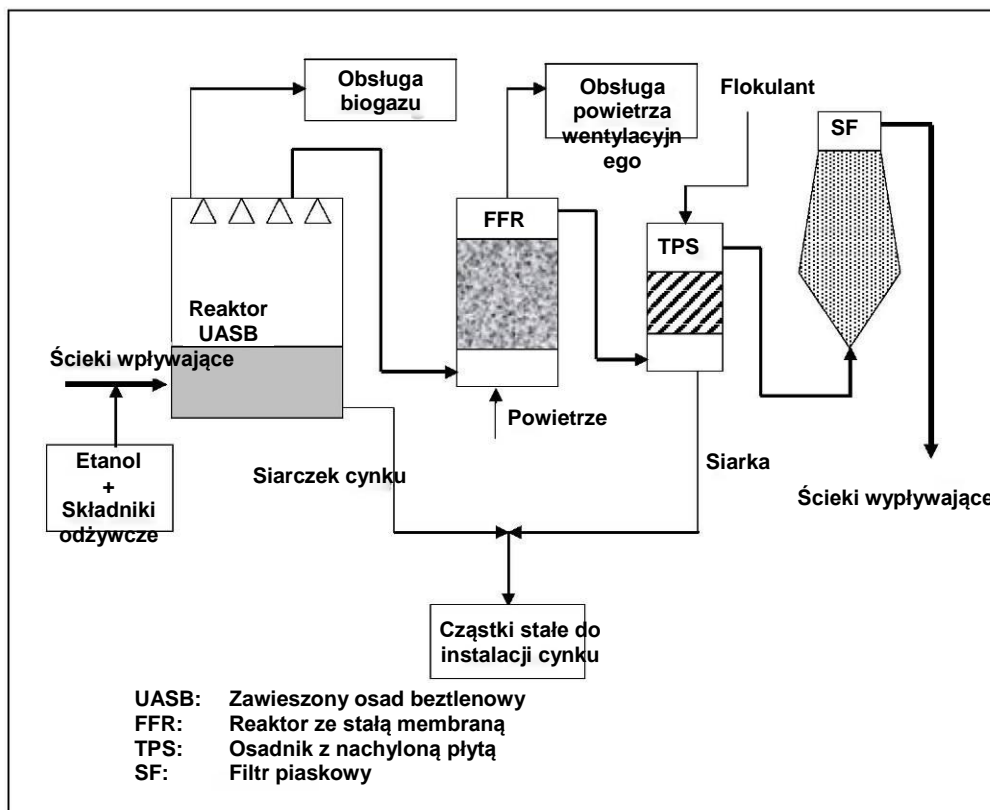
Opis

Biologiczne usuwanie metali ciężkich i związków siarki jest specjalnym zastosowaniem oczyszczania beztlenowego. Jest to trójetapowy proces, składający się z:

- reakcji biologicznej siarczanu (VI) lub innych utlenionych związków siarki z wytworzeniem siarczków za pomocą bakterii redukujących siarczany (VI);
- następczej reakcji jonów metali ciężkich z siarczkami i wytrącania siarczków metali ciężkich;
- drugiej reakcji biologicznej mającej na celu usunięcie nadmiaru siarczków i przekształcenie go w siarkę.

Proces ten wykorzystuje znacznie mniejszą rozpuszczalność siarczków metali w porównaniu do ich wodorotlenków.

Przykład instalacji oczyszczania przedstawiono na Rysunku 3.39.



Rysunek 3.39: Diagram procesów instalacji biologicznej do redukcji metali i siarczanów

Główne składniki biologicznego usuwania związków siarki/metali ciężkich to:

- reaktor UASB, w którym zachodzi biologiczna redukcja siarczanów (VI) do siarczków;
- system obsługi biogazu do wykorzystywania lub kontrolowania gazu odlotowego pochodzącego z UASB;
- reaktor ze stałą membraną, w którym siarczki przekształca się tlenowo w siarkę, a bakterie są przyłącza się do materiału nośnika;
- osadnik z nachyloną płytą do oddzielania siarki;
- urządzenie do obróbki końcowej, np. oczyszczony w sposób ciągły filtr piaskowy.

Proces biologiczny potrzebuje donorów elektronów, które są zwykle dostarczane przez zawartość ChZT w ściekach. Jeżeli zawartość ChZT nie jest wystarczająca, należy dodać donory elektronów.

Możliwymi donorami elektronów są na przykład:

- wodór;
- skrobia;
- etanol;
- kwas mrówkowy;
- sole lub estry kwasu octowego;
- sole lub estry kwasu propionowego;
- mleczan.

Oprócz tych substancji chemicznych, jako donory elektronów można stosować również pozostałości, takie jak:

- pył drzewny;
- melasa.

Jeżeli ścieki wpływające wymagają zubożenia, część ścieków po wyjściu z osadnika z nachyloną płytą lub filtra piaskowego można zawrócić, ponieważ przekształcenie siarczku w siarkę zwiększa zasadowość.

Obsługa biogazu z reaktora UASB i powietrza wentylacyjnego z reaktora ze stałą membraną umożliwia działanie bez wydzielania odorów.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z biologicznym usuwaniem związków siarki/metali ciężkich podano w Tabeli 3.112

Tabela 3.112: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z biologicznym usuwaniem związków siarki/metali ciężkich

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/l)	Uwagi
Cynk	99,8 ⁽¹⁾	0,05-0,15	Ścieki wpływające 100 mg/l
Kadm	> 99 ⁽¹⁾	< 0,01	Ścieki wpływające 1 mg/l
Siarczany	94 ⁽²⁾	75	Ścieki wpływające 1170 mg/l, obecność metali ciężkich
⁽¹⁾ [40. de Vest i Buisman 1996].			
⁽²⁾ [39. Buisman 1991].			

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Pozostałości procesu oczyszczania to:

- siarczki metali ciężkich, jeżeli w strumieniu ścieków obecne są metale ciężkie, zmieszane z nadmiarem osadu z reaktora UASB;
- siarka, prawdopodobnie zmieszana z cząstkami stałymi, z osadnika z nachyloną płytą.

Siarczki można, w zależności od rodzaju metalu, użyć ponownie do odzyskania metalu. Frakcja siarki, przy osobnym odzyskiwaniu, jest wytwarzana jako osad siarkowy, składający się w 60% z suchej masy o czystości do 95%. Można go wykorzystywać do wytwarzania kwasu siarkowego w instalacjach kwasu siarkowego z urządzeniami do spalania „kwasu odpadowego” lub zawiesin.

Ze względu na obsługę biogazu i wentylacji, która jest konieczna ze względów bezpieczeństwa, proces ten działa bez emisji odorów. Jeśli chodzi o generowanie hałasu, regularnymi źródłami są pompy i otwory wentylacyjne, które są zamknięte.

Biologiczne usuwanie związków siarki/metali ciężkich oznacza zużycie energii, ale może również oznaczać zużycie środków zubożających, donorów elektronów lub flokulantów.

Dane robocze

Monitorowanie

Odpowiednia zasadowość i optymalny stosunek siarczany (VI)/ChZT (minimalnie 1/1) wpływają na wydajność procesu oczyszczania, dlatego monitorowanie strumienia ścieków wpływających pod kątem pH i zawartości ChZT jest ważną kwestią. Istotne jest również, aby ścieki wpływające były wolne od substancji, które mogą zniszczyć bakterie aktywne względem siarki lub hamować ich wzrost. Zatem ścieki wpływające należy chronić przed takimi substancjami. Ścieki wpływające monitoruje się pod kątem oczyszczanych zanieczyszczeń, takich jak metale ciężkie, siarczany (VI), ChZT itd.

Możliwość zastosowania

Ta operacja oczyszczania biologicznego ma zastosowanie do wszystkich strumieni ścieków, które zawierają znaczną ilość siarczanów. Chociaż usuwanie siarczanów jest możliwe bez obecności związków metali ciężkich, redukcja metali ciężkich wymaga wystarczającej ilości siarczanów (VI), aby dostarczyć niezbędną ilość siarczków do reakcji strącania. Obecność wystarczającej zawartości ChZT sprzyja wydajności. Możliwymi zastosowaniami są na przykład ścieki po produkcji włókien wiskozowych, w których głównym zanieczyszczeniem są cynk, siarczany (VI) i siarczki.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.113

Tabela 3.113: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z biologicznym usuwaniem związków siarki/metali ciężkich

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Czas przebywania	6 h dla reaktora UASB ⁽¹⁾
Stosunek ChZT/siarczany (VI)	1/1, jeżeli zawartość ChZT jest zbyt mała, należy dodać donor elektronów.
Dawka flokulantu w osadniku z nachyloną płytą (usuwanie siarki)	Aby uzyskać stabilną pracę, dawkę flokulantu należy optymalnie dostosować do osadnika.
⁽¹⁾ [39, Buisman 1991].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.114

Tabela 3.114: Zalety i wady związane z biologicznym usuwaniem związków siarki/metali ciężkich

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Oczyszczanie siarczanów (VI) bez dodatku strącających substancji chemicznych Możliwe jest równoczesne usuwanie metali ciężkich i siarczanów (VI) Metale ciężkie oddziela się od ścieków w postaci siarczków, które można ponownie wykorzystać Siarczki metali mają niższą rozpuszczalność niż odpowiednie wodorotlenki, więc można spełnić wyższe wymagania dotyczące ścieków wpływających Na końcu łańcucha znajduje się siarka, którą można wykorzystać jako materiał wyjściowy w procesach produkcyjnych (np. wytwarzanie kwasu siarkowego (VI)) lub do odzysku Można również usunąć ChZT i azotany (V) Stabilny proces, więc fluktuacje i zakłócenia w strumieniu ścieków prawie nie wpływają na wydajność 	<ul style="list-style-type: none"> Często niezbędna jest dodatkowa zawartość ChZT, takiego jak donor elektronów, co zwiększa koszty eksploatacji Siarczki metali mieszają się z osadem biologicznym w reaktorze UASB Usuwanie metali ciężkich bez siarczanów (VI) nie jest możliwe

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest zgodność z przepisami dotyczącymi jakości odbiornika ścieków i odzyskiwania materiałów do ponownego użycia.

Przykładowe instalacje

Zakłady chemiczne Lenzing i Glanzstoff wytwarzające włókna wiskozowe w Austrii, patrz POL BREF [106, COM 2007].

Literatura źródłowa

[39, Buisman 1991] [40, de Vegt i Buisman 1996] [106, COM 2007]

3.3.2.3.5.4 Oczyszczanie tlenowe

Opis

Oczyszczanie tlenowe to biologiczne utlenianie rozpuszczonych substancji organicznych za pomocą tlenu przy użyciu metabolizmu drobnoustrojów. W obecności rozpuszczonego tlenu - wstrzykiwanego jako powietrze lub czysty tlen - związki organiczne są przekształcane (mineralizowane) w dwutlenek węgla, wodę lub inne metabolity i biomasę (to jest osad czynny).

Zawartość toksycznych ścieków może hamować proces biologiczny. Reprezentatywne podane dane dotyczące progowych stężeń dla wykrywalnego uszkodzenia osadu czynnego przedstawiono w Tabeli 3.115 Jednak aklimatyzacja zbiorowości bakteryjnej jest ważnym czynnikiem i może wpływać na progowe stężenie hamujące.

Tabela 3.115: Stężenie progowe reprezentatywnych substancji toksycznych dla osadu czynnego

Substancja	Stężenie hamujące (mg/l)
Kadm (Cd^{2+})	2-5
Chromiany (CrO_4^{2-})	3-10
Miedź (Cu^{2+})	1-5
Nikiel (Ni^{2+})	2-10
Cynk (Zn^{2+})	5-20
Chlor (Cl_2)	0,1
Cyjanki (CN^-)	0,3-2
Oleje mineralne	> 25
Fenole	200-1000
Siarkowodór/Siarczki	5-30
<i>Źródło: [251, Ullmann's 2000].</i>	

Potencjalna toksyczność substancji w biologicznej OŚ nie jest z góry ustaloną stałą, ale funkcją warunków narażenia i występujących organizmów. Termin toksyczność odnosi się do interakcji między substancją a organizmem. Przy ciągłym doprowadzaniu niskich stężeń substancji toksycznych efekt hamujący szybko zmniejsza się z powodu adaptacji, co prowadzi do wzrostu mikroorganizmów wykazujących zwiększoną oporność i wyższy potencjał degradacji [251, Ullmann's 2000].

Powszechne techniki biologicznego oczyszczania tlenowego to:

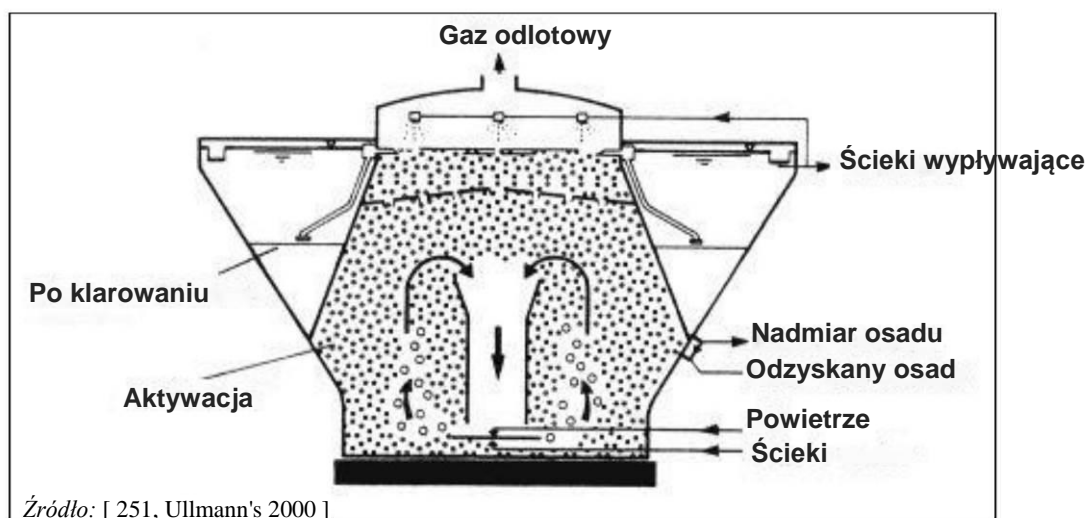
- całkowita mieszana metoda osadu czynnego;
- proces bioreaktora membranowego;
- proces złoża biologicznego zraszanego lub złoża zraszanego;
- proces złoża rozszerzonego;
- proces z filtrem biologicznym z nieruchomym złożem.

Obecnie **całkowita mieszana metoda osadu czynnego** jest metodą często stosowaną w przemyśle chemicznym i jako taka jest najczęściej stosowaną techniką oczyszczania ścieków ulegających biodegradacji (patrz także Sekcja 3.3.3.1). Drobnoustroje utrzymuje się w zawiesinie w ściekach, a cała mieszanina jest mechanicznie napowietrzana. Mieszaninę osadu czynnego przesyła się do instalacji rozdzielania, z którego osad zawraca się do zbiornika napowietrzania. Instalacją rozdzielania może być:

- zbiornik sedymentacyjny lub osadowy (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4);
- urządzenie do flotacji powietrzem (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.5);
- membrana MF lub UF (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.7, dla bioreaktora membranowego, patrz punkt poniżej).

Całkowita mieszana metoda odbywa się w kilku wariantach, w zależności od ilości ścieków, dostępności miejsca, wymagań dotyczących emisji do powietrza itd. Przykłady wariantów to:

- środek utleniający: powietrze lub czysty tlen, przy czym ten ostatni ma tę zaletę, że wykazuje mniej efektów odpędzania i mniejsze uwalnianie odorów, ponieważ przez wodę przedmucha się mniej gazu oraz szybszą i bardziej skuteczną reakcję biologiczną;
- komora napowietrzania: mniej lub bardziej płaski zbiornik biologiczny lub wieża biologiczna, przy czym ta ostatnia uwzględnia wyższą wydajność degradacji z powodu mniejszych pęcherzyków powietrza wznoszących się w wysokiej kolumnie ścieków, a zatem znacznie zwiększających przenoszenie masy powietrza/ścieków, patrz Rysunek 3.40.
- etap klarowania: sedymentacja lub filtracja membranowa (bioreaktor membranowy, patrz poniżej), przy czym ta ostatnia wymaga mniej miejsca, a sedymentację można wspierać przez końcowy etap flotacji.



Rysunek 3.40: Przykład wieży biologicznej

Proces bioreaktora membranowego, jako połączenie oczyszczania biologicznego w osadzie czynnym i separacji membranowej, jest biologicznym procesem oczyszczania metodą osadu czynnego stosowanym w przypadku ścieków miejskich i przemysłowych (patrz w szczególności Sekcja 3.3.3.2). Różne odmiany tego procesu to:

- zewnętrzna pętla recykulacyjna między zbiornikiem osadu czynnego a modułem membranowym;
- zanurzenie modułu membranowego w napowietrzonym zbiorniku osadu czynnego, w którym ścieki wypływające filtruje się przez membranę z włókna lumenizowanego, a biomasa pozostaje w zbiorniku; ten wariant jest mniej energochłonny i powoduje, że instalacje są bardziej zwarte.

Te warianty wraz z tradycyjną metodą osadu czynnego przedstawiono na Rysunku 3.41.

Zanieczyszczenie, jako główny problem dotyczący membran, zmniejsza się przez napowietrzanie i płukanie zwrotne membrany, przy czym konkretne warunki dostosowuje się do każdego urządzenia do oczyszczania.

Jako fizyczna bariera, membrany pozwalają na utrzymanie biomasy w zbiorniku, co skutkuje:

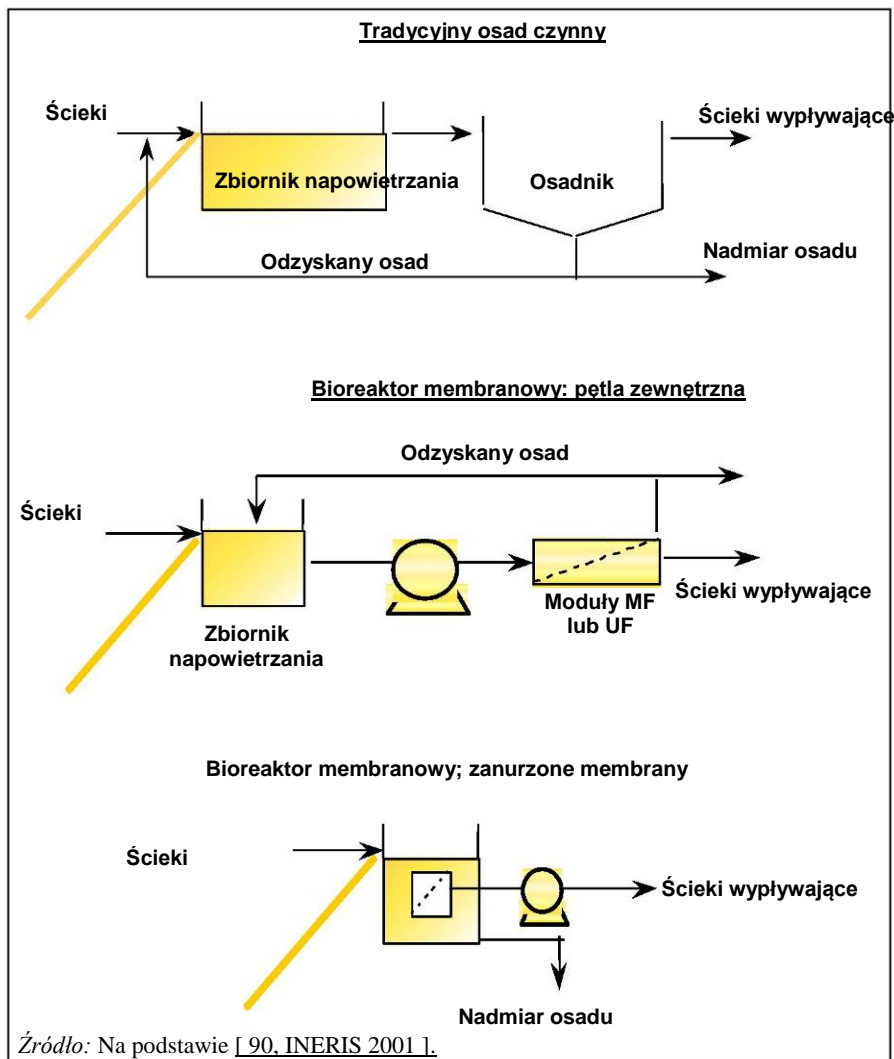
- wysokimi stężeniami osadu (TSS w zakresie około 5-15 g/l) [227, CWW TWG 2009] [242, VEOLIA 2010] [243, SIEMENS 2007];
- starym wiekiem osadu (lub średnim czasem przebywania w komórce).

Bioreaktor membranowy jest zwartym obiektem (do pięciu razy bardziej zwartym niż konwencjonalna instalacja z osadem czynnym, przy czym moduł membranowy zastępuje zbiornik do klarowania), który wytwarza znacznie mniejszy nadmiar osadu. Z drugiej strony, zużycie energii, ze względu na pompowanie, może być znacznie wyższe niż w przypadku tradycyjnej metody osadu czynnego. Zużycie substancji chemicznych do czyszczenia membran oraz wymiana membran powodują wyższe koszty eksploatacji bioreaktorów membranowych w porównaniu do tradycyjnych systemów z osadem czynnym.

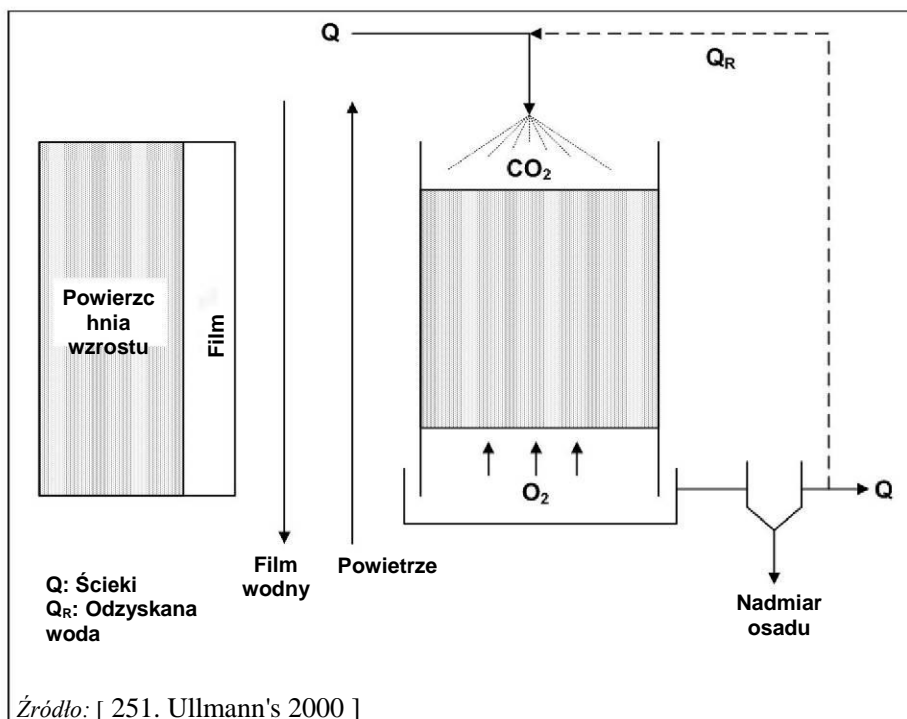
W **procesie złoża biologicznego zraszanego lub złoża zraszanego** drobnoustroje są przyłączone do wysoce przepuszczalnego ośrodka, przez który sączy się lub przepuszcza ścieki. Ośrodek filtrujący składa się zwykle z kamienia lub różnych rodzajów tworzyw sztucznych. Schematyczny widok podano w Rysunku 3.42.

Ciecz zbiera się w systemie odprowadzenia i przeprowadza do zbiornika osadowego, a część cieczy zawraca się do obiegu, aby rozcieńczyć siłę ścieków wpływających.

Proces złoża rozszerzonego eksploatuje się tak jak opisano dla oczyszczania beztlenowego (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.2) z tą różnicą, że wprowadza się powietrze lub tlen, a w biofilmie unieruchomione są bakterie tlenowe zamiast beztlenowych. Zaletą tej wersji oczyszczania tlenowego jest zmniejszenie zapotrzebowania na miejsce przy tej samej wydajności.

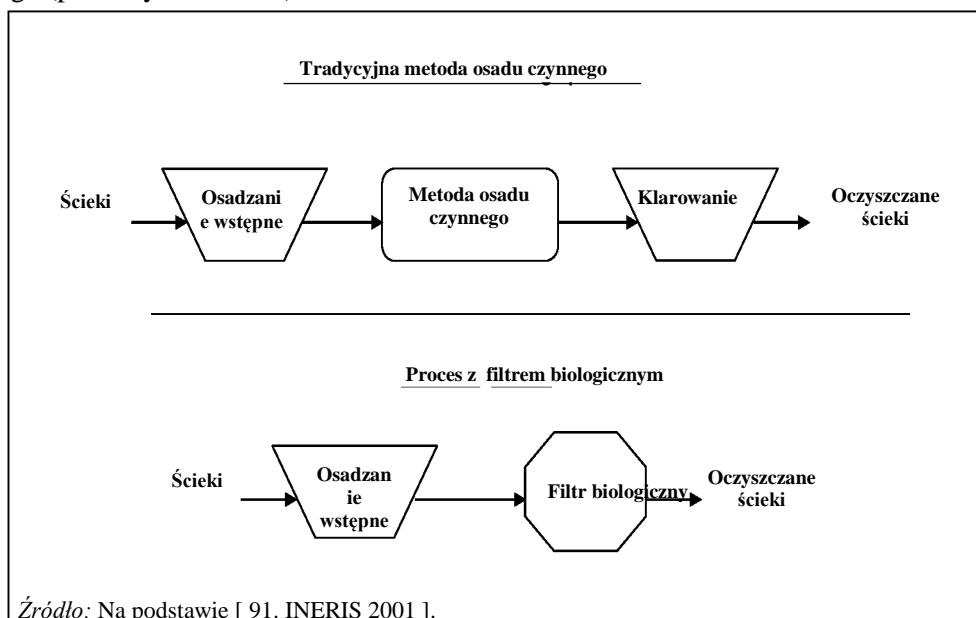


Rysunek 3.41: Warianty bioreaktora membranowego w porównaniu z tradycyjną metodą osadu czynnego



Rysunek 3.42: Złoże biologiczne zraszane

W procesie z filtrem biologicznym z nieruchomym złożem biofilm jest utrzymywany na powierzchni nośnika. Strumień ścieków jest oczyszczany podczas przechodzenia przez ten biofilm; zawieszona cząstki stałe zatrzymują się w filtrze, skąd są regularnie spłukiwane zwrotnie. Tę technologię opracowano jako kompaktową (wysoka prędkość obrotowa na objętość i pominięcie osadnika wtórnego) i bezzapachową alternatywę dla tradycyjnej metody osadu czynnego (patrz Rysunek 3.43).



Rysunek 3.43: Proces z filtrem biologicznym w porównaniu z tradycyjną metodą osadu czynnego

Większość zanurzonych filtrów biologicznych opiera się na pojedynczym ośrodku filtrującym. Przepływ wody w filtrze jest przepływem w górę lub w dół z ośrodkiem tonącym lub pływającym. Filtry biologiczne mogą mieć budowę jednowarstwową lub wielowarstwową. Wielowarstwowe filtry biologiczne zasila się surową wodą bez

osadzania wstępnego, a filtry jednowarstwowe zwykle stosuje się po oczyszczaniu pierwotnym w celu usunięcia zawieszonych cząstek stałych.

Częstość płukania zwrotnego zależy od właściwości ścieków wypływających. Normalna częstość płukania to raz dziennie dużą ilością wody, ale należy ją dostosować indywidualnie dla każdego przypadku. Płukanie zwrotne przeprowadza się w różnych etapach:

- tylko wodą,
- tylko powietrzem ,
- wodą i powietrzem.

Odmianą materiału nośnika jest koks z węgla brunatnego ze względu na jego zdolność adsorbowania w porach zanieczyszczeń organicznych, tlenu i materiału bakterii, co wydłuża czas reakcji daleko poza normalny czas przebywania. Zatem ilość ogniotrwałych ChZT zmniejsza się bardziej niż w całkowitej mieszanej metodzie osadu czynnego, w wyniku połączenia ulepszonej biodegradacji i adsorpcji na nośniku. Koks z węgla brunatnego pokrywa powierzchnię zbiornika i służy jako filtr powietrza wywiewanego, który znacznie zmniejsza emisje odorów.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Głównym parametrem służącym do sprawdzania wydajności oczyszczania biologicznego jest BZT, natomiast degradacja ChZT zależy od stopnia wcześniejszej obróbki wstępnej i zawartości słabo rozkładających się zanieczyszczeń. Ponieważ ogniotrwałe ChZT (lub stężenia zanieczyszczeń, które działają jak ogniotrwałe ChZT) nie nadają się do oczyszczania biologicznego, a zatem należy je wyeliminować w możliwie największym stopniu z biologicznej OŚ, sensowne jest podanie osiągalnych poziomów ChZT.

Efektywność redukcji związaną z oczyszczaniem tlenowym podano w Tabeli 3.116 Niektóre z podanych wartości są teoretycznymi wartościami efektywności redukcji.

Tabela 3.116: Efektywność redukcji związana z oczyszczaniem tlenowym

Parametr	Efektywność redukcji (%)				
	Całkowity mieszany osad czynny	Bioreaktor membranowy	Złoże biologiczne zraszane	Złoże rozszerzone	Filtr biologiczny z
TSS	NI	99 ⁽¹⁾	NI	NI	NI
Mętność	NI	99 ⁽¹⁾	NI	NI	NI
BZT	97-99,5 ⁽²⁾	97 ⁽¹⁾	40-90 ⁽³⁾ 85-95 ^(3,4)	> 98 ⁽²⁾	NI
ChZT (OWO)	90-98 ⁽⁵⁾	> 90-96 ⁽¹⁾	NI	90 ^(2,6)	26-68 ^(7,8)
Indeks fenolowy	> 99 ^(9,10)	NI	NI	NI	75-98 ⁽⁸⁾
AOX	NI	NI	NI	NI	55-98 ⁽⁸⁾
Azot ogólny nieorganiczny N	NI	82 ⁽¹⁾	NI	NI	4-50 ⁽⁸⁾
NH ₄ -N	NI	96-98 ⁽¹⁾	NI	NI	NI

⁽¹⁾ [90, INERIS 2001].
⁽²⁾ [251, Ullmann's 2000].
⁽³⁾ [1, Metcalf i Eddv 1991].
⁽⁴⁾ Dwa etapy
⁽⁵⁾ [222, CWW TWG 2013].
⁽⁶⁾ Trzy bioreaktory połączone szeregowo, a następnie adsorpcja GAC skutkuje redukcją OWO o 98%, redukcją ChZT o 99%.
⁽⁷⁾ Degradacja ogniotrwałych ChZT, instalacja działa jako środek do obróbki końcowej po OŚ z osadem czynnym.
⁽⁸⁾ [78, Karl 2000].
⁽⁹⁾ Doprowadzanie fenolu 30 mg/l, 2200 m³/dzień ścieków..
⁽¹⁰⁾ [36, NOREC 2000].
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Głównymi problemami środowiskowymi związanymi z biologicznym oczyszczaniem tlenowym są:

- wprowadzenie tlenu do systemu i jego skutki;
- powstawanie osadu czynnego w wyniku procesu biologicznego.

Tlen wprowadza się przez napowietrzanie, co wymaga wysokiego wkładu energii i odpędzania lotnych zanieczyszczeń do atmosfery, co powoduje powstawanie nieprzyjemnego odoru. Ten wpływ można kontrolować za pomocą różnych środków, w tym wymienionych poniżej.

- Zastąpienie powietrza czystym tlenem lub powietrzem wzbogaconym w tlen. Ma to wiele zalet, w tym zmniejszenie zużycia energii, powstawania piany i problemów z nieprzyjemnym odorem [63, VITO 2010] Odor zmniejsza się ze względu na fakt, że wtrysk gazu jest zredukowany do około 20% koniecznego wtrysku powietrza, a zatem występuje zmniejszenie efektu odpędzania; zalety tego wariantu procesu należy jednak uważnie ocenić i zrównoważyć pod względem wad, w szczególności tych związanych z wpływem(ami) wytwarzania tlenu, np. zużyciem energii, kwestiami bezpieczeństwa, trudnościami z odpędzaniem CO₂, itd.
- Zakrywanie zbiorników napowietrzania i przesyłanie wychwyconego powietrza wywiewanego do następnego systemu redukcji (takiego jak adsorber GAC, spalarnia, filtr biologiczny lub mokra płuczka).
- Wykorzystanie technik biologicznego oczyszczania na nośniku (filtra biologicznego z nieruchomym złożem) z zawartym wyposażeniem lub materiałem nośnika (koksem z węgla brunatnego) służącym jako adsorbent gazu.

Tlenowe oczyszczanie biologiczne powoduje wytwarzanie stosunkowo dużej ilości nadmiaru osadu czynnego, który należy usunąć. Specjalne oczyszczanie za pomocą osadu czynnego dotyczy tlenowych technik biologicznego oczyszczania ścieków na terenie obiektu lub poza nim, które opisano szczegółowo w Sekcji 3.4.2.

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.117

Tabela 3.117: Materiały eksploatacyjne związane z oczyszczaniem tlenowym

Material eksploatacyjny	Całkowity mieszany osad czynny	Bioreaktor membranowy	Złoże biologiczne zraszane	Złoże rozszerzone	Filtr biologiczny z nieruchomym złożem
Tlen (powietrze lub czysty gaz)	NI	NI	NI	NI	NI
Zobojętnianie substancje	NI	NI	NI	NI	NI
Flokulanty	300-550 kg/t ChZT ^(1,2)	NI	NI	NI	NI
Składniki odżywcze	23-42 kg/t ChZT ^(2,3)	NI	NI	NI	NI
Nośnik	NI	NI	NI	NI	NI
Energia: (kWh/m ³)	9,5 ^(2,4) 0,1 kWh na RLM ⁽⁵⁾	⁽⁶⁾	NI	NI	NI

⁽¹⁾ Flokulant: siarczan żelaza.
⁽¹⁾ [36. NOREC 2000].
⁽¹⁾ kwas o-fosforowy.
W tym spalanie osadu.
⁽¹⁾ [63. VITO 2010].
⁽¹⁾ MBR zużywają więcej energii niż tradycyjne procesy w celu przemieszczania wody przez membranę i do płukania i czyszczenia membrany. Wymagania energetyczne systemów MBR mogą być dwa razy większe niż w przypadku tradycyjnych systemów z osadem czynnym [166. US EPA 2010] [171. WEF 2009].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Dane robocze

Monitorowanie

Monitorowanie biologicznej OŚ przedstawiono w Sekcji 3.2.2.I.

Możliwość zastosowania

Tlenowe oczyszczanie ścieków na ogół reprezentuje końcowy etap biologiczny. Jego zaletą tego jest wysoki wskaźnik wzrostu osadu, który nie tylko umożliwia manipulowanie różnymi składnikami toksycznych ścieków, ale także zapewnia skuteczność usuwania ChZT, która zwykle jest lepsza niż w przypadku oczyszczania beztlenowego.

Ogólnie **całkowita mieszana metoda osadu czynnego**, ma zastosowanie do wszystkich strumieni ścieków ulegających biodegradacji, jako wstępne oczyszczanie strumieni dopływowych o wysokim obciążeniu lub jako główna część centralnej OŚ.

Bioreaktor membranowy stosuje się do oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych, które pochodzą np. z przemysłu chemicznego, przetwórstwa żywności lub przemysłu celulozowo-papierniczego, a także z odcieków ze składowisk. Jest szczególnie odpowiedni w przypadku:

- ścieków o wysokim ładunku ChZT i/lub grup amonowych;
- zwracania ścieków;
- rygorystycznych regulacji dotyczących zrzutu;
- wrażliwych odbiorników ścieków;
- osadów, których osiadanie jest trudne;
- modernizacji istniejących zakładów;
- instalacji kompaktowych;
- problemów związanych z uciążliwością (na przykład nieprzyjemnymi odorami) (ponieważ niewielkie miejsce wymagane dla bioreaktora membranowego umożliwia zawarcie całego procesu);
- dezynfekcji wody.

Gdy w przemyśle chemicznym stosuje się **złoże biologiczne zraszane** działa ono jako część centralnej OŚ, redukując najbardziej podatne na rozkład zanieczyszczenia i poprawiając jakość osadu na kolejnym etapie napowietrzania.

Filtry biologiczne stosuje się do oczyszczania ścieków komunalnych i niektórych przemysłowych (np. ścieków wypływających o dużym ładunku ChZT w przemyśle celulozowo-papierniczym), ale także do modernizacji istniejących instalacji osadu czynnego (co ma również miejsce w przypadku reaktorów ze złożem rozszerzonym). Zaletami nieruchomego biofilmu na materiale nośnika są mniejsza podatność na wysokie zawartości soli i lepsze warunki dla wolno rosnących bakterii z powodu długotrwałej retencji w systemie. Filtry biologiczne stosuje się również jako etap bezpośredniego wstępnego oczyszczania lub obróbki końcowej w metodzie osadu czynnego.

Filtry biologiczne można łączyć dwa do trzech razy wyżej niż instalacje osadu czynnego z wysokim ładunkiem i nadal usuwają one 90% ChZT [91, INERIS 2001]. Porównanie ładunków oczyszczanych przez różne biosystemy przedstawiono w Tabeli 3.118 [91, INERIS 2001]. Filtracja biologiczna pozwala osiągnąć taką samą wydajność z nityfikacją/denitryfikacją, ale przy większym ładunku.

Tabela 3.118: Porównanie obciążeń objętościowych oczyszczanych w różnych procesach tlenowych

System oczyszczania	ChZT (kg/(m ³ /dzień))	BZT (kg/(m ³ /dzień))	NH ₄ -N (kg/(m ³ /dzień))	NO ₃ -N (kg/(m ³ /dzień))
Osad czynny	0,4-6	0,35-3 ⁽¹⁾	0,04-0,1	0,24-0,72
Osad czynny z napowietrzaniem wzbogaconym w tlen	NI	2-5 ⁽²⁾	NI	NI
Filtr biologiczny	3-25	1,3-10 ⁽¹⁾	0,4-1,5	0,7-6
Złoże biologiczne zraszane (z podporą z tworzywa sztucznego)	NI	1-5 ⁽²⁾	NI	NI
Bioreaktor membranowy	2-3 ^(3,4)	NI	0,9 ^(4,5)	NI

⁽¹⁾ BOD₅.
⁽²⁾ BOD₇.
⁽³⁾ Maksima między 1,6 a 8.5 kg ChZT/(m³/dzień).
⁽⁴⁾ r 90, INERIS 2001 1.
⁽⁵⁾ Z roztworu do oczyszczania cieplnego.
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.119

Tabela 3.119: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z oczyszczaniem tlenowym

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Składniki odżywcze	Stosunek BZT/N/P wynosi 100/5/1; współczynniki krytyczne, których nie należy przekraczać w celu zapewnienia odpowiedniej pracy to 32/1 dla BZT/N i 150/1 dla BZT/P
Stężenie	Należy unikać wysokich stężeń substancji (nawet nietoksycznych)
Inhibitory	Patrz Tabela 3.115
Temperatura	Ścieki o temperaturze > 35 °C mogą mieć krytyczne znaczenie dla drobnoustrojów
Ładunek soli	Wysokie ładunki soli (> 30 g/l) mogą zakłócać proces biologiczny, uszkadzając drobnoustroje; techniki z nieruchomym filtrem są mniej wrażliwe

Zalety i wady podano w Tabeli 3.120

Tabela 3.120: Zalety i wady związane z oczyszczaniem tlenowym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Ekonomiczne oczyszczanie zanieczyszczeń organicznych • Wpływ na środowisko jest mniejszy niż w przypadku innych procesów oczyszczania • Można oczyszczać dużą ilość ścieków • Stosunkowo wysoka efektywność energetyczna w porównaniu z niebiologicznymi systemami oczyszczania. Energię wytwarza się głównie metodami zrównoważonymi (metabolizm drobnoustrojów z powietrzem i wodą) • Degradacja głównie do związków nieszkodliwych 	<ul style="list-style-type: none"> • Wysokie zużycie energii wymagane do dostarczenia tlenu do wody • Wytwarzanie znacznej ilości osadu z klarowania (z wyjątkiem bioreaktorów membranowych lub filtrów biologicznych z nieruchomym złożem) • Proces napowietrzania powoduje efekt odpędzania lotnych związków, prowadząc do niezorganizowanych emisji, często będących przyczyną nieprzyjemnego odoru i aerozoli • Całkowita mieszana metoda może powodować pęcznienie, skutkujące nadmiernym zrzutem czynnych kłaczków • Procesy biologiczne mogą być hamowane przez zanieczyszczenia • W przypadku bioreaktorów membranowych problemem może być zanieczyszczenie membran • Wysoki spadek ciśnienia, co prowadzi do wzrostu zużycia energii elektrycznej • Dla osadu czynnego, problem mogą stanowić pozostałości osadu w przypadku złych właściwości osiadania osadu

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z oczyszczaniem tlenowym podano w Tabeli 3.121

Tabela 3.121: Aspekty ekonomiczne związane z oczyszczaniem tlenowym

System oczyszczania	Koszty inwestycyjne	Koszty eksploatacji
Całkowity mieszany osad czynny	18 milionów EUR ⁽¹⁾	Okolo 2% kosztów inwestycyjnych ⁽²⁾
	950000 EUR ⁽⁴⁾	0,60 FIM/m ³ (0,10 EUR/m ³) ⁽³⁾
Sekwencyjny reaktor porcjowy	250000 EUR ⁽⁵⁾	Okolo 2% kosztów inwestycyjnych ⁽⁴⁾
Bioreaktor membranowy	16 milionów EUR ⁽⁶⁾ 1800 EUR/(m ³ /dzień)	0,3 EUR/m ³ ⁽⁶⁾
	3 miliony EUR ⁽⁷⁾	0,2-0,5 EUR/m ³ ⁽⁷⁾
	1070 EUR/(m ³ /dzień) dla instalacji ~ 15100 m ³ /dzień ⁽⁸⁾	0,24 EUR/m ³ ⁽⁸⁾
Złoże biologiczne	NI	NI
Złoże rozszerzone	NI	NI
Filtr biologiczny z nieruchomym złożem	NI	< 0,2 DEM/m ³ (< 0,1 EUR/m ³) ⁽⁹⁾

⁽¹⁾ 450 m³/h. Nowa centralna OŚ (1 napowietrzany basen i 2 osadniki) otwarta w 2009 r. [227. CWW TWG 2009].

⁽²⁾ [63. VITO 2010].

⁽³⁾ Około 90 m³/h, ChZT 500-900 mg/l [36. NOREC 2000]. Stały kurs wymiany walut od stycznia 1999 r.: EUR/FIM = 5,946.

⁽⁴⁾ Oczyszczanie ścieków przemysłowych, natężenie przepływu 1600 m³/dzień, stężenie ChZT w ściekach wpływających 1500 mg/l, koszty inwestycyjne obejmują składowanie osadu, koszt robocizny: 1 dzień w tygodniu (instalacje < 1000 RLM), 2 dni w tygodniu (instalacje < 4000 RLM), więcej niż 3 dni w tygodniu (instalacje > 5000 RLM) [63. VITO 2010].

⁽⁵⁾ Oczyszczanie ścieków przemysłowych, natężenie przepływu 30 m³/dzień, stężenie ChZT w ściekach wpływających 5000 mg/l, koszty inwestycyjne obejmują zbiornik buforowy o pojemności 100 m³ [63. VITO 2010].

⁽⁶⁾ Oczyszczanie ścieków komunalnych, 50000 RLM, około 10000 m³/dzień (400 m³/h), koszty eksploatacji obejmują zużycie energii i odczynników chemicznych, czyszczenie membrany, usuwanie osadu i konserwację [63. VITO 2010].

⁽⁷⁾ Przemysł chemiczny, natężenie przepływu 2000 m³/dzień, ChZT w ściekach wpływających 3000 mg/l [63. VITO 2010].

⁽⁸⁾ Koszty inwestycyjne różnią się w zależności od wielkości zakładu, ponieważ obowiązuje ekonomia skali: 6 milionów USD/MGD (4,0 milionów USD/MGD) dla instalacji 4 MGD i 3,2 miliony USD/MGD (2,2 miliony EUR/MGD) dla instalacji 12 MGD. Koszty eksploatacji są przypisywane głównie mocy ze względu na wysokie stężenie roztworu mieszanego w reaktorze i koszty czyszczenia membrany: 1,23 USD/1000 gal (0,829 EUR/1000 gal) [231. US EPA 2008]. Średni kurs wymiany walut na 2008 r.: EUR/USD = 1,483.

⁽⁹⁾ [78. Karl 2000]. Stały kurs wymiany walut od stycznia 1999 r.: EUR/DEM = 1,956.

Uwaga: MGD = milion galonów dziennie; NI = brak informacji.

Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne w dużym stopniu zależą od obciążenia hydraulicznego i zanieczyszczeń, niezbędnych wdrożonych urządzeń, takich jak separator API, etapu zubożenia, urządzenia do oddzielania osadów itd. Dlatego informacje dotyczące kosztów wymagają dalszego udoskonalenia pod względem sprzętu i obciążenia danej instalacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Technikę tę stosuje się w celu zapewnienia zgodności z przepisami dotyczącymi ścieków i zmniejszenia kosztów/opłat związanych ze ściekami.

Przykładowe instalacje

Oczyszczanie tlenowe, a w szczególności całkowitą mieszaną metodę osadu czynnego stosuje się w setkach instalacji w Europie i na świecie w sektorach przemysłu chemicznego, jak również w innych sektorach.

Proces bioreaktora membranowego stosuje się w firmie Sud-Chemie w Niemczech (patrz Sekcji 3.3.3.2). **Literatura źródłowa**

[1, Metcalf i Eddy 1991] [36, NOREC 2000] [63, VITO 2010] [78, Karl 2000] [90, INERIS 2001] [91, INERIS 2001] [166, US EPA 2010] [171, WEF 2009] [222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009] [231, US EPA 2008] [242, VEOLIA 2010] [243, SIEMENS 2007] [251, Ullmann's 2000]

3.3.2.3.5.5 Usuwanie azotu przez nityfikację/denitryfikację

Opis

Azot, a dokładniej grupy amonowe, usuwa się za pomocą specjalnego oczyszczania biologicznego, który składa się z dwóch etapów:

- tlenowej nityfikacji, w której specjalne mikroorganizmy utleniają grupy amonowe (NH_4^+) do pośredniego azotanu (III) (NO_2^-), który jest następnie przekształcany w azotan (V) (NO_3^-);
- denitryfikacji w warunkach niedoboru tlenu, w której mikroorganizmy przekształcają azotany w gazowy azot.

Podobnie jak wszystkie procesy biologiczne, nityfikacja/denitryfikacja jest podatna na substancje toksyczne lub hamujące. Jednak, jak już wspomniano powyżej, ostrożne doprowadzanie niskich stężeń tych toksycznych substancji może prowadzić do adaptacji drobnoustrojów, a zatem do całkowitej utraty działania hamującego, jeśli stężenie nie zostanie znacznie zwiększone. Substancje o działaniu hamującym podano w Tabeli 3.122

Tabela 3.122: Znaczące inhibitory nityfikacji

Związek	Rozpuszczone stężenie hamujące (mg/l)	Zmniejszenie szybkości (%)
Alkohol allilowy	20	50
Izotiocyanian allilu	1	50
Allilotiomocznik	1	50
p-Aminopropiofenon	43	50
Amoniak-N	200	50
Benzen	500	Brak
Dichlorowodorek benzydiny	20-100	50
Benzokaina	> 100	50
p-Benzochinon	10	50
Benzyloamina	> 100	50
Chlorek benzyltiouroniowy	20-100	50
2,2-bipirydyna	16/20	50
Dwusiarczek węgla	20-100	50
Chlorek cetylopirydyniowy	20-100	50

Związek	Rozpuszczone stężenie hamujące (mg/l)	Zmniejszenie szybkości (%)
Związki cetylotrimetyloamoniowe	20	50
Chlorobenzen	100	Brak
Chrom VI	0,25	Punkt początkowy
Miedź	0,005-0,5	Punkt początkowy
Krezole	20	50
Cyjanki	0,34	Punkt początkowy
Eter diallilowy	20-100	50
1,1-dichlorometan	125	Punkt początkowy
1,1-Dichloroeten	75	Brak
<i>trans</i> -1,2 -Dichloroeten	75	Brak
Dichlorofen	20-100	50
Dicyjanodiamid	> 100	50
Diguanidyna	20-100	50
Ftalan dimetylu	100	Brak
Dimetylogliksym	> 100	50
Ditiooksamid	1	50
Dodecylamina	< 1	50
Etylenodiamina	17	50
Etylenodiaminotetraoctan (EDTA)	350	50
Węglan guanidyny	20	50
Heksametylenodiamina	85	50
Hydrazyna	20-100	50
8-Hydroksychinolina	20-100	50
Ołów	0,5	Punkt początkowy
Merkaptobenzotiazol	1	50
Rtęć	1	Punkt początkowy
<i>N</i> -Metyloalanina	1	50
Chlorowodorek <i>N</i> -Metyloalaniny	550	NI
Metyloamina	< 1	50
Błękit metylenowy	100	50
Izocyjanian metylu	1	50
Siarczan metylotiouroniowy	10	50
Monoetanoloamina	> 100	50
Naftalen	50	Brak
1-Nafityloamina	15	50
Dichlorowodorek (naftylo)etylenodiaminy	23	50
Ninhydryna	> 100	50
<i>p</i> -nitroanilina	31	50
<i>p</i> -nitrobenzaldehyd	87	50
Fenol	3	30
<i>p</i> -fenyloazoanilina	72	50
Tiocyjanian potasu	300	50
Pirydyna	20	50
Chinolina	10	50
Skatol	10	50
Azydek sodu	20-100	50
Cyklopentametylenotiokarbaminian sodu	20	50
Dimetyloditiokarbaminian sodu	20	50
Metyloditiokarbaminian sodu	1	50
Streptomycyna	400	50
Chlorowodorek strychniny	> 100	50
Kwas taninowy	> 100	50
Tetrachlorometan	50	Brak
Disiarczek tetrametylotiuramu	20-100	50
Tiokarbaminian tetrametylotiuramu	20	50
Tioacetamid	1	50
Tiosemikarbazyd	1	50
Tiomocznik	1	50

Związek	Rozpuszczone stężenie hamujące (mg/l)	Zmniejszenie szybkości (%)
Toluen	350	Punkt początkowy
2,4,6-tribromofenol	> 100	50
Trichlorometan	18	75
Trietyloamina	127	50
Chlorowodorek trimetyloaminy	> 100	50
Cynk	0,08-0,5	NI
Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [3. Environment Agency (England and Wales) 1997].		

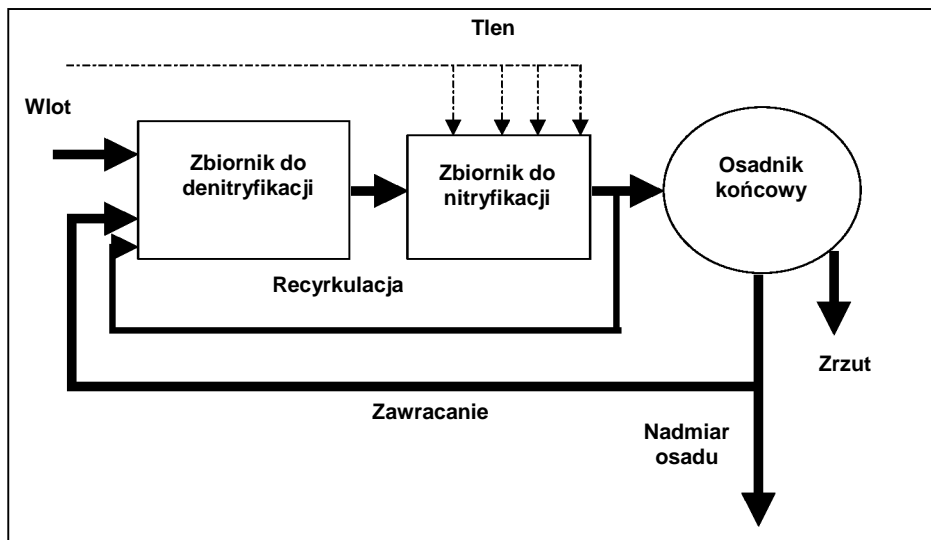
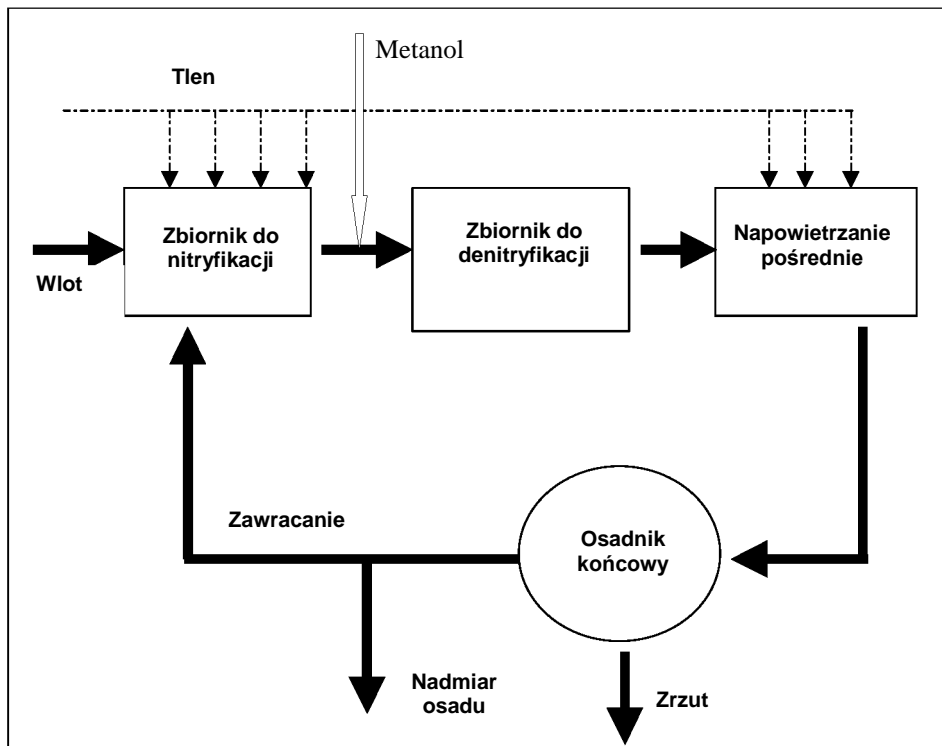
Gdy przeprowadza się nityfikację/denitryfikację, zazwyczaj można ją włączyć do biologicznej OŚ. Istotnym czynnikiem dla denitryfikacji jest stosunek utlenionego azotu (azotany (V)/azotany (V) i BZT (jako środka redukującego). Stosunek BOD/TKN wynoszący cztery lub więcej jest wystarczający do przeprowadzenia nityfikacji/denitryfikacji 230, US EPA 2008 1. Istnieją dwie główne opcje układu:

- etap nityfikacji jako część sekcji napowietrzzonej; w razie potrzeby stosunek N/BOD poprawia się przez dodanie OWO łatwo ulegającego biodegradacji, np. metanolu, do następnego etapu denitryfikacji (patrz Rysunek 3.44);
- denitryfikacja jako pierwszy etap, przy użyciu bogatych w BZT nieoczyszczonych ścieków do dostarczania energii, a następnie sekcja napowietrzania (nityfikacji), przy czym dużą część nitrowanych ścieków zawraca się do strefy denitryfikacji (patrz Rysunek 3.45).

Gdy nityfikacji/denitryfikacji wymagają tylko pojedyncze strumienie, zaleca się stosowanie jej oddzielnie od centralnego oczyszczania.

Nityfikację/denitryfikację można odpowiednio zmodernizować w istniejących biologicznych OŚ poprzez zmiany konstrukcyjne, takie jak:

- instalacja ścianek działowych;
- instalacja rur powrotnych dla ścieków zawierających azotany (V);
- ponowne wykorzystanie istniejącej objętości zbiornika;
- wykorzystanie istniejącego osadnika;
- regulację lub dostosowanie sterowania procesem.



Rysunek 3.45: Przykładowy układ kaskadowej nitrifikacji/denitryfikacji z denitryfikacją, jako pierwszym etapem

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z nitrifikacją/denitryfikacją przedstawiono w Tabeli 3.123

Tabela 3.123: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z nitrifikacją/denitryfikacją

Parametr	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/l)
N łącznie	60-> 95% ^(1,2)	5-10 ⁽¹⁾
⁽¹⁾ [63, VITO 2010].		
⁽²⁾ [1, Metcalf i Eddv 1991].		

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Gdy etap nitryfikacji/denitryfikacji jest częścią centralnej OŚ, przyczynia się on do uwalniania substancji zapachowych i lotnych. Pozostałe emisje są normalnie spodziewane w zakładach oczyszczania biologicznego, co oznacza, że może być konieczne zakrycie sprzętu, jeśli eksploatacja nie dokonuje się w zamkniętych zbiornikach oraz zmniejszenie emisji gazów (patrz Sekcja 3.5.5.4).

Nitryfikacja/denitryfikacja oznacza zużycie rozpuszczalników i energii. W niektórych przypadkach należy dodać zewnętrzne źródło węgla.

Należy uwzględnić powszechne źródła hałasu, takie jak pompy, dysze i mieszalniki oraz podjąć odpowiednie środki, np. obudować sprzęt.

Dane robocze**Monitorowanie**

Monitorowanie biologicznej oczyszczalni ścieków przedstawiono w Sekcji 3.2.2.1.

Możliwość zastosowania

Nitryfikację/denitryfikację stosuje się dla strumieni ścieków, które zawierają znaczną ilość związków azotu, w szczególności amin i związków amonowych. Kontrola zrzuć związków amonowych jest ważnym środkiem ochrony jakości wód powierzchniowych (np. rzek), ponieważ przekształcenie jonów amonowych do amoniaku, zależne od pH, powoduje toksyczność dla ryb.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.124

Tabela 3.124: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z nitryfikacją/denitryfikacją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Temperatura	> 12-15 °C, niższe temperatury hamują wzrost bakterii na etapie nitryfikacji
Substancje toksyczne	Niektóre substancje działają jako inhibitory (patrz Tabela 3.122)
Stosunek BZT/N	W zakresie 12/1 (*)
Stosunek OWO/N	W zakresie 10/1 (*)
Stężenie chlorków	< 5 g/l (*)
(*) [87, UBA DE 2000].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.125

Tabela 3.125: Zalety i wady związane z nitryfikacją/denitryfikacją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Skuteczna eliminacja związków azotu Proces można włączyć do istniejącego oczyszczania biologicznego Istniejące instalacje można łatwo zmodernizować 	<ul style="list-style-type: none"> Eksploatacja wrażliwa na zmienne warunki, pH, temperaturę, inhibitory (patrz Tabela 3.122), zawartość ścieków Gazowe emisje do powietrza

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Ustawodawstwo państw członkowskich mające na celu ograniczenie eutrofizacji wód słodkich.

Przykładowe instalacje

Sektory, w których stosuje się usuwanie azotu za pomocą nitryfikacji/denitryfikacji, obejmują zakłady chemiczne, oczyszczalnie ścieków komunalnych, przemysł spożywczy i instalacje do kompostowania.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [3, Environment Agency (England and Wales) 1997] [63, VITO 2010] [87, UBA DE 2000] [227, CWW TWG 2009] [r 230, US EPA 2008]
3.3.2.3.5.6 Zwiększone biologiczne usuwanie fosforu

Opis

Zwiększone biologiczne usuwanie fosforu biologicznego odbywa się poprzez sekwencjonowanie i wytwarzanie odpowiednich warunków środowiskowych w reaktorach. Podczas wtórnego oczyszczania biologicznego usuwa się od 10% do 30% wpływającego fosforu. W pewnych warunkach roboczych, drobnoustroje mogą pochłoniąć więcej fosforu niż jest to potrzebne, co określa się mianem „obfitego poboru”. W warunkach beztlenowych mikroorganizmy rozszczepiają wysokoenergetyczne wiązania w wewnątrznie nagromadzonych polifosforanach, co powoduje uwolnienie fosforanów i zużycie materii organicznej w postaci lotnych kwasów tłuszczowych (VFA) lub innych łatwo ulegających biodegradacji związków organicznych. Kiedy następnie drobnoustroje umieści się w warunkach tlenowych, pobierają one fosforany, tworząc wewnętrzne cząsteczki polifosforanów. Ten obfity pobór powoduje, że komórki zawierają więcej fosforanów niż uwolniło się w strefie beztlenowej, więc całkowite stężenie fosforanów w roztworze zmniejsza się. Po usunięciu drobnoustrojów usuwa się także zawarte w nich fosforany. Zatem kluczem do biologicznego usuwania fosforu jest doprowadzenie wystarczającej ilości VFA.

Biologiczne usuwanie fosforu można prowadzić w połączeniu z oczyszczalniami, które nitryfikują i/lub denitryfikują, z pierwotną sedymentacją i bez niej. Tam, gdzie należy usunąć azot i fosfor, najczęściej stosuje się procesy łączone.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zmniejszenie zawartości fosforu w ściekach wypływających.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Brak.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Kluczowym czynnikiem przy określaniu opłacalności biologicznego usuwania fosforu jest względna ilość materiału organicznego, którą mogą wykorzystać mikroorganizmy, a konkretnie organizmy gromadzące fosforany. Stosunek ChZT/TP równy 45 i stosunek BZT/TP równy 20 to minimalne wartości potrzebne do osiągnięcia wartości granicznej TP równej 1 mg/l. W przypadku wykrycia VFA, zaleca się minimalny stosunek VFA/TP wynoszący co najmniej 4 w celu uzyskania dobrego biologicznego usunięcia fosforu

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

W celu zmniejszenia potencjału eutrofizacji wód słodkich.

Przykładowe instalacje

Zwiększone biologiczne usuwanie fosforu stosuje się w wielu miejskich oczyszczalniach ścieków w UE. Nie podano przykładowej instalacji z sektora chemicznego.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [230, US EPA 2008]

3.3.2.3.5.7 Usuwanie fosforu przez strącanie chemiczne

Opis

Chemiczne strącanie fosforu osiąga się przez dodanie soli wielowartościowych jonów metali, które tworzą osady trudno rozpuszczalnych fosforanów. Najczęściej stosowanymi wielowartościowymi jonami metali są wapń (Ca^{2+}), glin (Al^{3+}) i żelazo (Fe^{3+}). Ogólne aspekty strącania chemicznego zostały opisano w Sekcji 3.3.2.3.4.2.

Dodawanie substancji chemicznych następuje w osadnikach pierwotnych (gdy są obecne) lub w procesie wtórnym, w zbiorniku napowietrzania lub przed osadnikami wtórnymi lub w osadnikach trzeciorzędowych lub innych procesach oczyszczania. Doprowadzanie substancji chemicznych do osadników pierwotnych zwykle wymaga mniejszego zużycia substancji chemicznych niż doprowadzanie ich do procesu wtórnego lub trzeciorzędowego. Doprowadzanie substancji chemicznych zarówno do osadników pierwotnych i wtórnych powoduje mniejsze zużycie substancji chemicznych niż doprowadzanie ich tylko do procesu wtórnego, co pozwala na usunięcie pewnej ilości fosforu osadnikami pierwotnymi i przeprowadzenie obróbki końcowej w procesie wtórnym. Powstały osad chemiczny osadzi się na dnie zbiornika, skąd można go usunąć w postaci osadu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zmniejszenie zawartości fosforu w ściekach wypływających.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Powstały osad chemiczny, który należy usunąć i poddać oczyszczeniu, koszt użytych substancji chemicznych i nagromadzenie jonów (zwiększona zawartość soli) mogą poważnie ograniczyć ponowne wykorzystanie ścieków.

Dane robocze

Brak informacji.

Możliwość zastosowania

Brak informacji.

Ekonomia

Brak informacji.

Sila napędowa dla wdrożenia

W celu zmniejszenia potencjału eutrofizacji wód słodkich.

Przykładowe instalacje

OŚ nr 06, nr 34 i nr 36.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [230, US EPA 2008]

3.3.2.3.6 Zbieranie i uzdatnianie wody deszczowej i gaśniczej

3.3.2.3.6.1 Streszczenie

Istotnym punktem dla działalności przemysłowej jest zapobieganie niekontrolowanemu wyciekom z terenu, takim jak skażona woda deszczowa lub woda gaśnicza. W tym celu układ kanalizacyjny obiektu przemysłowego można podzielić na część powierzchni produkcyjnej, obejmującą:

- niedotowane powierzchnie instalacji produkcyjnych,
- obszary kadzi magazynowych,
- zadaszone powierzchnie instalacji produkcyjnych narażone na zanieczyszczenie/skażenie,

i część powierzchni normalnego ruchu, taką jak:

- drogi wewnątrz obiektu,
- obszar administracyjny,
- niezanieczyszczone powierzchnie dachu,
- obszary parkingów.

Wodę deszczową z obszarów produkcyjnych i wodę gaśniczą gromadzi się w zbiornikach ściekowych w obiekcie lub w innych urządzeniach centralnych (np. w zbiornikach awaryjnych lub lagunach) w celu umożliwienia inspekcji, a następnie należy podjąć decyzję, czy odprowadzić ją bezpośrednio do odbiornika ścieków czy do oczyszczalni ścieków. Parametry do monitorowania i techniki zapobiegania zanieczyszczeniom, które należy zastosować na podstawie wyników monitorowania, będą zależeć w szczególności od działań prowadzonych na terenie obiektu i ich znaczenia dla wszystkich odbiorników ścieków, a także intensywności i czasu trwania opadów, które wykazują duże różnice regionalne. Typowe parametry, które można szybko monitorować podczas okresów opadów obejmują na przykład pH, mętność, OWO, barwę i materiał pływający. Częstość monitorowania (np. ciągła lub regularna) zależy od połączenia kilku czynników, takich jak częstość opadów, wielkość instalacji (MŚP z reguły mają mniejsze prawdopodobieństwo ciągłego monitorowania i wykazują większe trudności w przechowywaniu wody deszczowej), a także czynności wykonywanych w instalacjach i ich znaczenia dla wszystkich odbiorników ścieków. Ciągłe monitorowanie może nie być opłacalne ekonomicznie w małych instalacjach z niewielkimi ilościami wody deszczowej w porównaniu z całkowitą objętością oczyszczanych ścieków. W przypadku tych instalacji można dokonać decyzji systematycznego przesyłania wody deszczowej do oczyszczania niezależnie od tego, czy jest ona zanieczyszczona czy nie [107, COM 2007].

Zbieranie, monitorowanie i odprowadzanie wody deszczowej w obiektach przemysłowych, charakteryzujących się zarówno stosunkowo niskim potencjalnym skażeniem chemicznym wody, jak i niskim ryzykiem związanym z EHS jest zwykle kwestią rutyny. Zarządzanie wodą gaśniczą, zwłaszcza z instalacji chemicznych, przedstawia innego rodzaju potencjalne ryzyko związane z EHS, które może wymagać szczególnych środków. Istnieją konkretne przepisy dotyczące tej kwestii (np. Dyrektywa Seveso [145, UE 2012]).

Techniki zaprojektowane głównie do wychwytywania wycieków i wody do płukania z czyszczenia, wykorzystuje się również do wychwytywania zanieczyszczonej wody deszczowej lub gaśniczej z produkcji lub innych obszarów, takich jak:

- podłoża betonowe lub asfaltowe z uszczelnionym wyłożeniem lub nieprzepuszczalnymi farbami;
- ochronne obszary lub piwnice w obszarach produkcyjnych;
- stawy retencyjne.

Informacje na temat technik stosowanych w celu zapobiegania zanieczyszczeniu wód deszczowych z obszarów magazynowych można znaleźć w dokumencie BREF dotyczącym emisji z miejsc magazynowania [113, COM 2006].

W zależności od ładunku zanieczyszczeń, zanieczyszczoną wodę deszczową i wodę gaśniczą można oczyszczać za pomocą metod fizykochemicznych i/lub biologicznych.

W przypadku zanieczyszczonej wody deszczowej opcją jest zebranie pierwszego strumienia wody deszczowej w zbiorniku i skierowanie go powoli do oczyszczalni; przelew usuwa się do odbiornika ścieków. W przypadku wrażliwych rzek natężenie przepływu wody opadowej/przelewu należy ograniczyć, aby zapobiec erozji koryta rzeki.

Należy zachować ostrożność, aby zapobiec gromadzeniu się wody gaśniczej po hamowaniu rozprzestrzeniania się pożaru.

Układ kanalizacyjny obszarów normalnego ruchu jest, w stosownych przypadkach, połączony z dodatkowymi urządzeniami odprowadzającymi, które zainstalowano na przykład w celu:

- ochrony odbiorników ścieków przed obciążeniem hydraulicznym ze spływu z dużych powierzchni brukowanych podczas intensywnych opadów deszczu;
- usuwania spłukanego spływu zanieczyszczeń zgromadzonych podczas okresów suszy;
- zapobiegania niezamierzonemu zrzutowi przypadkowych wycieków w obszarze dróg lub parkingów.

Urządzenia te często zawierają przedział dla pierwszego strumienia i miejsce zatrzymania wody deszczowej, w celu obróbki ścieków wypływających, które pojawiły się w wyniku pierwszego deszczu po stosunkowo suchym okresie i kolejne przedziały dla następnych opadów.

3.3.2.3.6.2 Stawy retencyjne

Opis

Staw retencyjny zachowuje stałą pulę wody w wyznaczonym obszarze i opiera się na procesach fizycznych, biologicznych i chemicznych w celu usunięcia zanieczyszczeń ze spływu wód deszczowych. Ponadto kontroluje on przepływ wody deszczowej, aby zapobiec obciążeniu dalszego odbiornika ścieków. Gdy staw jest pełny, wpływająca woda deszczowa wypiera dotychczasową zawartość. Wielkość stawu zależy od niezbędnego hydraulicznego czasu przebywania. W zależności od rodzaju zanieczyszczeń i hydraulicznego czasu przebywania może wystąpić eutrofizacja. Od czasu do czasu konieczne będzie usunięcie osadu.

Woda ze stawu odprowadza się przez wylot, który składa się z pionowej rury przymocowanej do poziomego cylindra, który przekazuje przepływ wody deszczowej pod nasypem do odbiornika. Wylot ma za zadanie przepuszczenie nadmiaru wody przy utrzymaniu stałego poziomu w zbiorniku. Pionowe rury zwykle znajdują się na brzegu nasypu lub na nim i są zakryte za pomocą płyty na odpady, aby zapobiec zatykaniu.

Aby zapobiec rozproszonym zanieczyszczeniom spowodowanym spływem powierzchniowym lub przypadkowym wyciekami, stawy retencyjne są wyposażone w urządzenia do separacji/przechwytywania oleju.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Stawy retencyjne umożliwiają usuwanie zanieczyszczeń z odpływu wody deszczowej, a także zapobiegają obciążeniu dalszego odbiornika ścieków.

Osiągalne usuwanie zanieczyszczeń zależy od specjalnych warunków, takich jak hydrauliczne czasy przebywania (HRT) i rodzaj zanieczyszczenia. Zatem w stawie do pewnego stopnia może zachodzić sedymentacja i degradacja biologiczna.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zwykle osad po sedymentacji należy usunąć. Substancje ulegające łatwo biodegradacji zebrane w stawie retencyjnym mogą powodować emisję odorów.

Dane robocze

Monitorowanie

Właściwa konserwacja zapewnia ciągłe prawidłowe działanie stawu retencyjnego. Obejmuje ona [17, US Navy 1998]:

- usuwanie śmieci i zanieczyszczeń;
- przeprowadzanie rutynowych kontroli nasypu i przelewu spływowego w celu sprawdzania integralności strukturalnej i poszukiwania oznak erozji lub przebywania zwierząt;
- przeprowadzanie okresowych napraw nasypu, awaryjnego przelewu spływowego oraz wlotu i wylotu;
- usuwanie osadu i glonów;

- usuwanie z nasypu zdrewniałej roślinności lub drzew, które mogłyby potencjalnie osłabić nasyp;
- konserwację obszaru wylotu kanału ściekowego.

Możliwość zastosowania

Staw retencyjny służy do uniknięcia przeciążenia hydraulicznego w dalszych obiektach i do oddzielenia stałych zanieczyszczeń od wody deszczowej. Te zanieczyszczenia mogą obejmować osady, materię organiczną oraz w pewnych okolicznościach, rozpuszczone związki metali i składniki odżywcze. Można go stosować w obiektach przemysłowych o lekko zanieczyszczonych powierzchniach.

Nie istnieją ograniczenia i zastrzeżenia dotyczące stosowania, jednak w istniejących instalacjach ograniczenie mogą stanowić wymagania dotyczące miejsca.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.126

Tabela 3.126: Zalety i wady związane ze stawami retencyjnymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">• W przypadku zrzutów do rozrzedzonych odbiorników stawy retencyjne zmniejszają potencjał zalewania w dalszym biegu i erozji brzegów rzek	<ul style="list-style-type: none">• Systemy z pierwszą falą spływu nie zapewniają powstrzymywania wycieku, tj. wymagana jest przestrzeń dla wystarczającej objętości

Ekonomika

Podaje się, że koszty inwestycyjne związane ze stawami retencyjnymi są znaczne w zależności od wymaganej pojemności zbiornika i rodzaju obiektu [226, US EPA 1999]. Zarówno koszty inwestycyjne, jak i koszty eksploatacji i konserwacji są w dużym stopniu zależne od intensywności, czasu trwania i częstotliwości opadów, co bezpośrednio wpływa na wymaganą wielkość stawu retencyjnego.

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową dla wdrożenia tej techniki jest zachowanie jakości wód powierzchniowych.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Literatura źródłowa

[17, US Navy 1998] [226, US EPA 1999]

3.3.2.3.6.3 Filtry piaskowe

Opis

Filtry piaskowe stosuje się do oczyszczania spływów wody deszczowej i usuwania nierozpuszczonych zanieczyszczeń, takich jak zawieszone cząstki stałe, nierozpuszczone fosforany i stałe BZT. Stanowią one bardzo skuteczne narzędzie do usuwania zanieczyszczeń z wody deszczowej, zachowując jednocześnie elastyczność w stosowaniu, co umożliwia modyfikację podstawowej struktury projektu w celu dostosowania do kryteriów charakterystycznych dla obiektu. Od czasu do czasu filtr poddaje się płukaniu zwrotnemu, aby usunąć jego ładunek zanieczyszczeń.

Filtry piaskowe do oczyszczania wody deszczowej składają się zazwyczaj z dwóch elementów:

- komory sedymentacyjnej do usuwania substancji lżejszych od wody i ciężkich osadów;
- komory filtracyjnej do usuwania dodatkowych zanieczyszczeń.

Przykłady obejmują:

- filtr piaskowy ze zbiornikiem powierzchniowym;
- podziemny filtr piaskowy;
- filtr piaskowy z podwójnym rowem;
- filtr piaskowy z kamiennym zbiornikiem i rowem;
- filtr piaskowo-torfowy.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z filtrami piaskowymi przedstawiono w Tabeli 3.127

Tabela 3.127: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze filtrami piaskowymi

Parametr	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/l)
TSS	80-83 ⁽¹⁾	< 10 ⁽²⁾
⁽¹⁾ [17, US Navy 1998].		
⁽²⁾ [235, CASQA 2003].		

Stężenie ścieków wypływających (tj. poziom emisji) dla zawieszonych cząstek stałych jest względnie stałe i niezależne od stężenia ścieków wpływających. Zatem wydajność jest dokładniej określana przez stężenie ścieków niż przez efektywność redukcji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Osad po płukaniu zwrotnym należy usuwać jako odpad.

Dane robocze

Monitorowanie

Wydajność filtrów piaskowych można utrzymać poprzez częste kontrole i regularną wymianę ośrodków filtracyjnych. Nagromadzone śmieci i zanieczyszczenia należy usuwać z filtra piaskowego, ilekroć jest to konieczne.

Możliwość zastosowania

Filtr piaskowy często stosuje się tam, gdzie nie ma wystarczająco dużo miejsca, aby umieścić staw retencyjny w obiekcie przemysłowym. Stosuje się go do oczyszczania wody deszczowej z lekko zanieczyszczonych powierzchni.

Granica zastosowania wynosi zazwyczaj 50100 ppm cząstek stałych ze względu na ilość wody koniecznej do płukania zwrotnego [227, CWW TWG 2009].

Zalety i wady podano w Tabeli 3.128

Tabela 3.128: Zalety i wady związane z filtrami piaskowymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Osiągalne są wysokie wydajności usuwania • Małe wymagania przestrzenne 	<ul style="list-style-type: none"> • Substancji rozpuszczonych w wodzie nie usuwa się, chyba że za pomocą adsorpcji

Ekonomika

Koszty inwestycyjne zależą od wybranego systemu filtrów piaskowych i są bardzo zróżnicowane. Roczne koszty konserwacji systemów filtrów piaskowych wynoszą średnio około 5% początkowych kosztów ich budowy. W razie potrzeby wymienia się ośrodki filtracyjne [221, US EPA 1999].

Aspekty ekonomiczne związane z filtrami piaskowymi podano w Tabeli 3.129

Tabela 3.129: Aspekty ekonomiczne związane z filtrami piaskowymi

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne	18500-240000 USD (16200-210000 EUR) ^(1,2)	W zależności od wielkości powierzchni odwadniania
	50000 EUR ⁽³⁾	
Koszty konserwacji: Sprzęt i materiały Robocizna	1013 USD (886 EUR) ⁽¹⁾ 43 h/rok ⁽¹⁾	–
⁽¹⁾ Dane dotyczące kosztów z 1997 r. [235, CASQA 2003]. Średni kurs wymiany walut na 1997 r.: EUR/USD = 1,143. ⁽²⁾ 18500 USD (16200 EUR) dla powierzchni odwadniania 0,4 ha; 240000 USD (210000 EUR) dla powierzchni odwadniania 1,1 ha. ⁽³⁾ Ciągła filtracja piaskowa (5 m ² lub około 50m ³ /h) [63, VITO 2010].		

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową dla wdrożenia tej techniki jest zachowanie jakości wód powierzchniowych.

Przykładowe instalacje

Filtry piaskowe z powodzeniem stosuje się w wytwarzaniu wody pitnej, oczyszczaniu wód gruntowych, oczyszczaniu ścieków komunalnych, obróbce powierzchni metali, ubojniach oraz przemyśle spożywczym.

Literatura źródłowa

[17, US Navy 1998] [63, VITO 2010] [221, US EPA 1999] [227, CWW TWG 2009] [235, CASQA 2003]

3.3.3 Łączone techniki oczyszczania ścieków

3.3.3.1 Metoda osadu czynnego

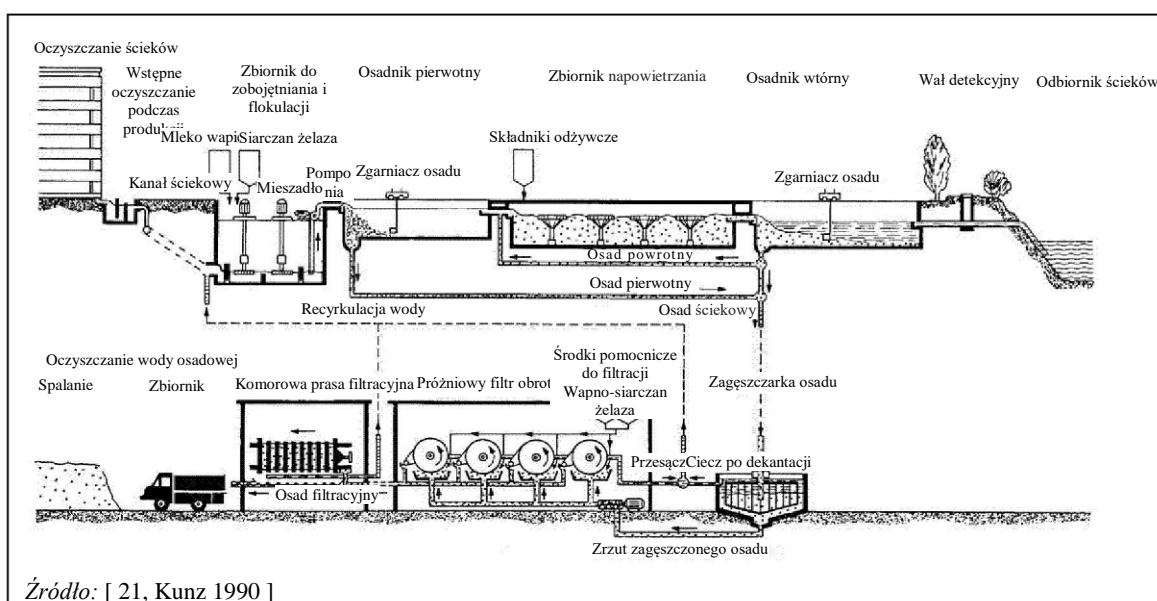
Opis

OS wykorzystująca metodę osadu czynnego jest zwykle wyposażona w:

- pojemności buforowe lub wyrównawcze (patrz sekcja 3.3.2.1), jeśli nie zapewniły ich już inne wcześniejsze instalacje;
- stanowisko mieszania, w którym dodaje się i miesza zobojętniające i flokulujące substancje chemiczne (patrz Sekcje 3.3.2.1 i 3.3.2.3.3.3) (zwykle mleko wapienne i/lub kwasy mineralne i siarczan żelaza (II)), w razie potrzeby zamknięte lub osłonięte, aby zapobiec emisji substancji zapachowych, przy czym przechwycone powietrze wywiewane przekazuje się do systemu redukcji;
- osadnik pierwotny, w którym usuwa się kłaczkę (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.4), w razie potrzeby zamknięty lub osłonięty, aby zapobiec niezorganizowanej emisji substancji zapachowych, przy czym przechwycone powietrze wywiewane przekazuje się do systemu redukcji;
- część z osadem czynnym (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.4), na przykład:
 - zbiornik napowietrzania z dopływem substancji odżywczych na wlocie, w razie potrzeby zamknięty lub osłonięty kanałami powietrza wywiewanego do systemu redukcji,
 - lub zamknięty zbiornik reakcyjny (na przykład wieża biologiczna) z przewodem gazowym, połączony z układem redukcji gazu,
 - etap nityfikacji/denitryfikacji (opcjonalnie) i eliminacja fosforanów;
- opcjonalny osadnik pośredni, gdy stosuje się drugi tlenowy etap biologiczny, z odzyskiwaniem osadu;
- opcjonalną wtórną część osadu czynnego dla układu biologicznego o niskim ładunku;
- osadnik końcowy z odzyskiwaniem osadu i przekazywaniem go do oczyszczania osadu (patrz Sekcja 3.4.2); alternatywny filtr piaskowy (patrz Sekcje 3.3.2.3.3.6 i 3.3.2.3.6.3), urządzenia do MF lub UF (patrz Sekcja 3.3.2.3.3.7);

- opcjonalnie dodatkowe specjalne urządzenia do oczyszczania w celu wyeliminowania pozostałości ogniotrwałych OWO/ChZT, np. filtr biologiczny (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.4);
- opcjonalnie dodatkowe urządzenia do oczyszczania za osadnikiem końcowym, np. do flotacji powietrzem (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.5);
- urządzenia do oczyszczania osadów, takie jak:
 - warki (patrz Sekcja 3.4.2.3),
 - zagęszczarki osadu (patrz Sekcja 3.4.2.2),
 - odwadniacze osadu (patrz Sekcja 3.4.2.2),
 - piece do spalania osadów (poza zakresem niniejszego dokumentu);
- urządzenia do redukcji powietrza wywiewanego, takie jak:
 - adsorbery (patrz Sekcja 3.5.1.2.3),
 - dopalacze termiczne lub katalityczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.5 i Sekcja 3.5.1.3.6),
 - pochodnie (patrz Sekcja 3.5.1.6),
 - filtry biologiczne płuczki biologiczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.1 i Sekcja 3.5.1.3.2).

Przykład OŚ wykorzystującej metodę osadu czynnego przedstawiono na Rysunku 3.46.



Rysunek 3.46: Przykład OŚ wykorzystującej metodę osadu czynnego

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Głównym parametrem służącym do sprawdzania wydajności oczyszczania biologicznego jest BZT, natomiast degradacja OWO/ChZT zależy od stopnia wcześniejszej obróbki wstępnej i zawartości słabo rozkładających się zanieczyszczeń. Ponieważ ogniotrwałe OWO/ChZT (lub stężenia zanieczyszczeń, które działają jak ogniotrwałe OWO/ChZT) nie nadają się do oczyszczania biologicznego, a zatem należy je wyeliminować w możliwie największym stopniu z biologicznej OŚ, sensowne jest podanie osiągalnych poziomów OWO/ChZT.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Jak już opisano w Sekcji 3.3.2.3.5.4, główne skutki tlenowego oczyszczania biologicznego to zużycie energii do napowietrzania w połączeniu z mieszaniem w zbiorniku napowietrzania, powstawanie znacznej ilości nadmiaru osadu, który należy usunąć i oczyścić, efekt odpędzania związany z napowietrzaniem powodujący uwalnianie aerozoli i lotnych substancji zapachowych oraz hałas generowany przez instalacje oczyszczania.

Działania przeciwko emisjom do powietrza obejmują zamykanie lub pokrywanie newralgicznych obszarów, takich jak stanowisko mieszania, osadnik pierwotny i zbiornik napowietrzania oraz kanały odprowadzające strumień powietrza wywiewanego do

układu redukcji gazu. Środkiem kontrolnym przeciwko hałasowi jest obudowanie urządzeń takich jak pompy.

Materiały eksploatacyjne związane z tradycyjnymi systemami z osadem czynnym podano w Tabeli 3.130

Tabela 3.130: Materiały eksploatacyjne związane z systemami z osadem czynnym

Material eksploatacyjny	Ilość
Powietrze lub tlen	180-755 m ³ O ₂ /t wpływającego ChZT ⁽¹⁾ 1,21-3,06 t O ₂ /t wpływającego ChZT ⁽¹⁾
Zobojętniające substancje chemiczne	150-17900 t H ₂ SO ₄ (75%)/rok 10-1500 t NaOH/rok
Flokulanty	300-550 kg/t ChZT ^(2, 3) 0,5-1,9 kg/t ChZT ^(4, 5)
Składniki odżywcze	23-42 kg/t ChZT ^(3, 6) 3-5 kg/t ChZT ^(5, 6)
Energia (kWh) ⁽³⁾	9,5 ^(3 ') 0,7-4,0 ⁽⁵⁾ 0,1 kWh na RLM ⁽⁸⁾
Energia (kWh/kg zredukowanego ChZT)	0,7-33,4 ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Informacje zebrane na podstawie 21 ankiet. W 12 z nich odnotowano spadek zużycia energii < 1,5 kWh/kg zredukowanego ChZT. W kolejnych 6 ankietach odnotowano wartości od 1,7 do 6,75 kWh/kg zredukowanego ChZT, podczas gdy w 3 innych ankietach odnotowano wartości 11,7 kWh/kg zredukowanego ChZT (OŚ nr 61, trójstopniowe oczyszczanie biologiczne), 18,4 kWh/kg zredukowanego ChZT (OŚ nr 69, obejmuje oczyszczanie MBR) i 33,4 kWh/kg zredukowanego ChZT (OŚ nr 41, oczyszczanie biologiczne z nityfikacją i częściową denityfikacją) [222, CWW TW G 2013]. W zakładach chemicznych, ze względu na przepływ energii w całym obiekcie, dane dotyczące zużycia energii wydają się być wysoce charakterystyczne dla danego obiektu.

⁽²⁾ Flokulant: siarczan żelaza (II).

⁽³⁾ [36, NOREC 2000].

⁽⁴⁾ Tylko część oczyszczania ścieków.

⁽⁵⁾ [41, Bayer 2000].

⁽⁶⁾ kwas o-fosforowy.

⁽⁷⁾ W tym spalanie osadu.

⁽⁸⁾ [63, VITO 2010].

Ilość osadu powstającego podczas metody osadu czynnego nie jest łatwa do oszacowania w odniesieniu do ładunku zanieczyszczeń. Zawiera on znaczną ilość od 34 do 2000 kg suchej masy na tonę usuniętego ChZT, uśrednioną w zakresie 250-720 kg suchej masy na tonę wyeliminowanego ChZT [41, Bayer 2000].

Dane robocze

Monitorowanie

Monitorowanie ścieków wpływających i wypływających z OŚ opisano szczegółowo w Sekcji 3.2.2.I.

Dane dotyczące wydajności zebrane z ankiet przeanalizowano, a wyniki poziomów emisji i efektywności redukcji głównych parametrów przedstawiono w Rozdziale 2. Całkowita mieszana metoda osadu czynnego jest najczęściej stosowanym systemem oczyszczania biologicznego [222, CWW TWG 2013].

Przykładowe dane z dobrze działających oczyszczalni ścieków wykorzystujących metodę osadu czynnego przedstawiono w Tabeli 3.131 Więcej informacji na temat konfiguracji instalacji znajduje się w Sekcji 7.2, Załącznik II.

Tabela 3.131: Przykładowe dane z dobrze działających oczyszczalni ścieków wykorzystujących metodę osadu czynnego

Kod instalacji	Położenie	BREF	Rok	Ilość oczyszczonych ścieków w 10 ³ m ³ /rok	Stężenia w mg/l (głównie średnia roczna)												
					Ścieki wpływające						Ścieki wypływające						
					BZT ₅	ChZT	OWO	TN	N	TP	BZT ₅	ChZT	OWO	TN	N	TP	TSS
Nr 01	DE	OFC	2007	1400	2100	3300	780	NI	85	6,1	1,9	82	25	NI	9	0,29	6
Nr 02	DE	CAK, LVIC-AAF, LVIC-S, LVOC, OFC, POL, SIC	2007	120000	640	1200	419	NI	95	8,0	< 4	63	22	NI	12	0,99	11
Nr 03	DE	CAK, LVOC, POL	2011	10000	200	570	NI	NI	24	21	2	34	13	7	6,6	0,91	6
Nr 07	DE	OFC	2007	3000	1000	NI	580	NI	75	4,8	5	NI	32	NI	7	0,6	11
Nr 12	DE	OFC	2011	2200 (¹)	590 (¹)	920	NI	NI	37	8,9	4 (¹)	26	NI	NI	3	0,36	NI
Nr 13	DE	OFC	2011	2700	NI	760	NI	NI	NI	NI	NI	42	NI	NI	2,7	0,21	NI
Nr 19	NL	OFC	2007	630	760	1400	NI	NI	NI	NI	15	160	NI	9	NI	0,8	19
Nr 40	FR	OFC, POL	2011	580	NI	1000	NI	NI	NI	NI	8	61	NI	38 (²)	34	0,8	13
Nr 45	IT	LVIC-AAF, LVIC-S, LVOC, OFC, POL	2007	11000	NI	630	NI	NI	NI	NI	6,3	79	NI	8,3	3,5	0,5	22
Nr 49	BE	CAK, LVIC-AAF, LVOC, POL	2011	12000	710	1200	430	190	NI	3,7	10	110	37	18	NI	3,0	21
Nr 52	BE	POL	2007	120	2500	3100	NI	170	NI	3	7,5	67	NI	28	NI	1,8	NI
Nr 60	FR	OFC, POL	2011	270 (¹)	NI	3000	NI	NI	NI	NI	5	120	NI	14 (³)	10 (³)	0,55 (³)	20
Nr 62	CZ	LVOC, POL	2011	130 (¹)	NI	NI	NI	NI	NI	NI	4,5	27	NI	NI	1,3	NI	8
Nr 63	CZ	CAK, LVIC-AAF, LVOC, POL	2011	6300	770	910	NI	85	NI	NI	3,3	21	NI	3,6	2,6	0,69	7,7
Nr 64	FR	LVOC, OFC, POL	2007	4700	350	900	NI	NI	NI	NI	11	110	NI	7	NI	NI	18
Nr 75	DK	OFC	2011	160	3900	NI	1900	84	NI	NI	7	NI (¹)	54	5	NI	0,8	10
Nr 91	IT	LVOC, POL	2011	9200	480	600	NI	1	0,7	3	20	40	NI	0,5	0,5	1	20
Nr 96	PL	LVIC-AAF, LVOC	2011	2400	680	1500	NI	370	340	NI	5,4	54	NI	38	35	0,18	14

(¹) W 2007 r.

(²) Eliminacja TN w ładunkach: 70% in 2011.

(³) W 2008 r.

Uwaga: BZT₅ = biochemiczne zapotrzebowanie tlenu po pięciu dniach; ChZT = chemiczne zapotrzebowanie tlenu; NI = brak informacji; N_{inorg} = azot ogólny nieorganiczny; TN = azot ogólny; OWO = ogólny węgiel organiczny; TP = fosfor ogólny; TSS = zawiesina ogólna.

Źródło: [222, CWW TWG 2013]

Możliwość zastosowania

Metodę osadu czynnego stosuje się do złożonych ścieków pochodzących z produkcji i obróbki organicznych substancji chemicznych, pod warunkiem, że ich zawartość ulega biodegradacji. Jest to powszechna technika typu „końca rury” w przemyśle chemicznym, którą można usunąć następujące zanieczyszczenia: zawieszinę ogólną, związki ulegające biodegradacji i składniki odżywcze (tj. azot, fosfor).

Ścieki ze znaczną ilością zanieczyszczeń nienależących do tych grup wymagają wstępnego oczyszczenia przed odprowadzeniem do metody osadu czynnego lub specjalnego oczyszczania (patrz Sekcja 3.3.2.3.4) i jej pominięcia. Ścieki zawierające wyjątkowo duże ładunki ulegające biodegradacji również poddaje się zwykle wstępnemu oczyszczaniu (patrz Sekcje od 3.3.2.3.5.2 do 3.3.2.3.5.5).

Ograniczenia i zastrzeżenia dotyczące stosowania znajdują się w Sekcjach 3.3.2.3.5.4 i 3.3.2.3.5.5:

Zalety i wady podano w Tabeli 3.132

Tabela 3.132: Zalety i wady związane z konwencjonalnymi systemami z osadem czynnym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Duża ilość oczyszczanych ścieków • Efekty synergiczne mogą zwiększyć efektywność • Efektywność energetyczna jest wysoka w porównaniu z procesami takimi jak adsorpcja GAC, spalanie i mokre utlenianie. Energię doprowadza się głównie metodami zrównoważonymi (metabolizm drobnoustrojów z powietrzem i wodą) • Degradacja odbywa się zwykle do mniej szkodliwych związków (istnieją pewne wyjątki, gdy produkty degradacji reagują z nowymi związkami i czasami w produkcji środków farmaceutycznych i pestycydów) 	<ul style="list-style-type: none"> • Procesy biologiczne mogą być hamowane przez zanieczyszczenia lub temperatury, które są zbyt wysokie (> 35°) lub zbyt niskie (< 12 °C) • Należy usuwać duże ilości nadmiaru osadu • Proces napowietrzania powoduje efekt odpędzania lotnych związków, co skutkuje niezorganizowaną emisją substancji zapachowych i/lub aerozoli

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z konwencjonalnymi systemami z osadem czynnym podano w Tabeli 3.133 [r 222, CWW TWG 2013].

Tabela 3.133: Aspekty ekonomiczne związane z konwencjonalnymi systemami z osadem czynnym

Rodzaj kosztów	Koszty
Koszty inwestycyjne	2,5-33 milionów EUR
Koszty eksploatacji (tj. działania, konserwacji, materiałów eksploatacyjnych, w tym energii, laboratorium) bez kosztów usuwania osadu	0,6-5,7 EUR/m ³ oczyszczonych ścieków ⁽¹⁾
Usuwanie osadu	0,2-1,4/kg suchej masy
⁽¹⁾ W zakładach chemicznych, ze względu na przepływ energii w całym obiekcie, dane dotyczące zużycia energii wydają się być wysoce charakterystyczne dla danego obiektu.	

Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne zależą w dużym stopniu od złożoności przygotowawczych i późniejszych operacji rozdzielania związanych z oczyszczaniem biologicznym.

Siła napędowa dla wdrożenia

Technikę tę stosuje się do zmniejszenia ładunku organicznego odprowadzanego do odbiornika ścieków, a zatem do osiągnięcia zgodności z przepisami dotyczącymi norm jakości wody.

Przykładowe instalacje

Konwencjonalne systemy z osadem czynnym stosuje się szeroko jako centralne oczyszczanie ścieków w wielu sektorach przemysłu, a także w oczyszczaniu ścieków komunalnych. Przykładowe instalacje wymieniono w Sekcji 2.2 i Sekcji 7.2, Załącznik II.

Literatura źródłowa

[21, Kunz 1990] [36, NOREC 2000] [41, Bayer 2000] [63, VITO 2010] [222, CWW TWG 2013]

3.3.3.2 Bioreaktor membranowy

Opis

Proces bioreaktora membranowego (MBR) jest alternatywą dla tradycyjnych metod osadu czynnego do biologicznego oczyszczania ścieków (patrz Sekcja 3.3.3.1) i opcją wyboru dla wielu zastosowań domowych i przemysłowych. MBR składa się z połączenia procesu membranowego (np. mikrofiltracji lub ultrafiltracji) z bioreaktorem zawieszinowym. W systemie MBR do biologicznego oczyszczania ścieków, osadnik wtórny i trzeciorzędowy etap filtracji tradycyjnego układu napowietrzonego osadu zastępuje się filtracją membranową (oddzielenie osadu i zawieszonych cząstek stałych). Typowe układy składają się z membranowych jednostek podciśnieniowych zanurzonych w napowietrzonej części bioreaktora lub ciśnieniowych układów membranowych umieszczonych na zewnątrz bioreaktora (patrz również Sekcja 3.3.2.3.5.4). Membrany są zwykle skonfigurowanymi lumenizowanymi włóknami lub płaskimi panelami i mają rozmiary porów w zakresie od 0,1 do 0,4 mikrona.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane ze stosowaniem bioreaktora membranowego obejmują:

- zmniejszenie ładunku zawieszonych cząstek stałych, ChZT, BZT, OWO, TP o 95-99%;
- zmniejszenie ryzyka mikrobiologicznego dla zdrowia do poziomu zgodnego z dyrektywą 2006/7/WE dotyczącą zarządzania jakością wody w kąpieliskach [70, EC 2006];
- zmniejszenie objętości osadu w porównaniu do tradycyjnego oczyszczania napowietrzonego osadu;
- zmniejszenie powierzchni zakładu w porównaniu z tradycyjnym oczyszczaniem osadu poddanego napowietrzaniu, zwłaszcza w przypadku, gdy konieczna byłaby jednostka do trzeciorzędowej filtracji i dezynfekcji UV do osiągnięcia porównywalnej jakości wyjściowej.

Dane dotyczące efektywności środowiskowej MBR w porównaniu z innymi systemami oczyszczania biologicznego znajdują się w Sekcji 3.3.2.3.5.4.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska obejmują zużycie energii (głównie w przypadku pompowania i napowietrzania), zużycie substancji chemicznych (w przypadku czyszczenia membrany) oraz wymianę membrany.

Dane robocze

Podobnie jak w przypadku innych procesów separacji membranowej, zanieczyszczanie membran jest najpoważniejszym problemem wpływającym na wydajność systemów MBR. Zanieczyszczanie prowadzi do znacznego wzrostu oporu hydraulicznego, objawiającego się zmniejszeniem strumienia przesączu lub wzrostem ciśnienia transmembranowego (TMP), gdy proces prowadzi się, odpowiednio, w warunkach stałego TMP lub stałego strumienia.

W związku z tym konieczne jest częste czyszczenie i wymiana membran, co znacznie zwiększa koszty eksploatacji. Zanieczyszczenia membrany powstają w wyniku oddziaływania między materiałem membrany a składnikami roztworu osadu czynnego, które obejmują kłaczkę biologiczną utworzoną przez wiele żywych mikroorganizmów wraz ze związkami rozpuszczalnymi i koloidalnymi. Chociaż różni producenci membran stosują różne techniki kontroli zanieczyszczeń, podstawową metodą przeciwdziałania zanieczyszczeniom jest napowietrzanie oraz okresowe czyszczenie chemiczne. Podano, że napowietrzanie membrany w celu kontrolowania zanieczyszczeń stanowiło od 35% do 40% całkowitego zużycia energii przez MBR [166, US EPA 2010].

MBR jest kluczem do centralnego biologicznego oczyszczania ścieków w zakładach chemicznych Roche Diagnostics GmbH w Penzberg, w Niemczech. Zakład produkuje składniki biofarmaceutyczne z wykorzystaniem procesów biologicznych [222, CWW TWG 2013]. Centralne biologiczne oczyszczanie ścieków składa się z następujących etapów:

Etap 1: wysokowydajne oczyszczanie za pomocą osadu czynnego bardzo zanieczyszczonych ścieków z zakładów produkcyjnych po zrównoważeniu stężenia (system napowietrzania za pomocą oczyszczonego tlenu).

Etap 2: oczyszczanie za pomocą osadu czynnego ścieków z zakładów produkcyjnych (po zubożeniu) plus ścieków wypływających z etapu 1 plus ścieków sanitarnych po mechanicznym oczyszczeniu (przesiewaniu). Etap 2 składa się z sześciu zbiorników napowietrzania działających jako kaskada biologiczna; ostatni zbiornik zaprojektowano jako bioreaktor membranowy.

Instalacja ma zdolność oczyszczania 3800 m³/dzień i może oczyścić 4800 kg BZT₅/dzień. Średni przepływ oczyszczanych ścieków w 2007 r. wyniósł 1366 m³/dzień. Dane dotyczące wydajności instalacji podano w Tabeli 3.134

Tabela 3.134: Przykład efektywności środowiskowej centralnej biologicznej OŚ, w tym bioreaktora membranowego

Monitorowany parametr	Dopływ z centralnego biologicznego oczyszczania		Współczynnik eliminacji (%)
	Stężenie (mg/l jako średnia roczna)	Ładunek (mg/l jako średnia roczna)	
OWO	12,1	16,7	95,2
BZT ₅	1	1,4	99,7
ChZT	28,3	39	95,2
Azot ogólny nieorganiczny (N _{inorg})	6,9	10	88,6
Azotany (NO ₃ -N)	6,9	NI	NI
TP	1,2	1,6	95,2
Chlorki	745	1016	NI
Siarczany	117	160	NI
Toksyeczność (współczynnik rozcieńczenia):			
Ryby lub ikra	1		NI
Rozwielitka	1		NI
Algi	1		NI
Bakterie luminescencyjne	1		NI
Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [222, CWW TWG 2013]			

Postępowanie w sytuacjach awaryjnych:

- zbiorniki buforowe (łącznie: 450 m³).

Oczyszczanie gazów odlotowych:

- zamknięta konstrukcja wszystkich przedziałów obu etapów, z wyjątkiem trzech zbiorników należących do instalacji osadu czynnego z etapu 2; zamknięty projekt MBR;
- filtracja biologiczna gazów odlotowych o dużym obciążeniu odorem.

Instalacja chemiczna w Niemczech, w której prowadzi się produkcję środków farmaceutycznych i alkilometali, wykorzystuje technologię MBR do oczyszczania biologicznego (OŚ nr 36). OŚ rozpoczęła działalność w 2004 r., oczyszczając rocznie 1,2 miliona m³ ścieków. OŚ osiąga ponad 99% usuwania BZT i około 90% usuwania ChZT [222, CWW TWG 2013].

We Francji dwie instalacje Sanofi-Chimie w Aramon i Sisteron stosują systemy MBR (modernizacje konwencjonalnych systemów osadu czynnego) od 2000 r. Instalacja w Aramon wytwarza szeroką gamę produktów farmaceutycznych i ma dwa równoległe MBR, każdy o objętości 3600 m³. Zbiornik napowietrzania jest podzielony na trzy części: strefa osadu czynnego o wysokim obciążeniu, w której przeprowadza się usuwanie i nityfikację ChZT, strefa beztlenowa, w której przeprowadza się denityfikację oraz strefa osadu czynnego o niskim obciążeniu, w której usuwa się ChZT słabo ulegające biodegradacji [218, INERIS 2010].

Instalacja ma zdolność oczyszczania 1200 m³/dzień i może oczyścić do 15000 kg ChZT/dzień. Średni przepływ oczyszczanych ścieków w 2009 r. wynosił 1085 m³/dzień. Obciążenie ścieków wpływających ChZT mieści się w przedziale średnio 3-30 g/l (średnio 8,7 g/l), z dość istotną zmiennością (głównie ze względu na zmienność produkcji obiektu). Dane dotyczące wydajności instalacji podano w Tabeli 3.135 a zmienność w ściekach wypływających i ściekach wpływających niektórych zanieczyszczeń podano w Tabeli 3.136

Tabela 3.135: Przykład efektywności środowiskowej bioreaktora membranowego oczyszczającego ścieki z zakładu wytwarzającego produkty farmaceutyczne

Monitorowany parametr	Dopływ z centralnego oczyszczania biologicznego - średnia roczna (2009)		Współczynnik eliminacji (%)
	Stężenie (mg/l)	Ładunek (kg/d)	
TSS	2,9	3	97,9
BZT ₅	2	2,1	99,9
ChZT	285	313	96,3
OWO	57 (OWO = ChZT/5)	63 (OWO = ChZT/5)	NI
AOX	0,27	0,3	NI
TN (jako N)	12	13	NI
Amoniak (NH ₄ -N)	3,2	3,5	NI
TP ⁽¹⁾	18,5	19,5	NI
Chlorki	3500	3845	NI

⁽¹⁾ Projekt zaplanowany na rok 2011 r. miał na celu poprawę wydajności usuwania P.
Uwaga: NI = Brak informacji.
Źródło: [218, INERIS 2010]

Tabela 3.136: Zmienność stężeń w ściekach wpływających i wypływających dla bioreaktora membranowego oczyszczającego ścieki z zakładu wytwarzającego produkty farmaceutyczne

	Przepływ (m ³ /dzień)	ChZT (mg/l)			BZT ₅ (mg/l)			TSS (mg/l)		AOX
		Dane wejściowe	Dane wyjściowe	Dane wyjściowe	Dane wejściowe	Dane wyjściowe	Dane wyjściowe	Dane wejściowe	Dane wyjściowe	Dane wyjściowe
Średnia roczna	1100	8700	6700	285	4800	3800	2	145	3	0,3
Min. średnia	800	7600	5100	240	3700	2700	1,9	109	< LOQ	0,1
Maks. średnia	1180	10700	7800	385	6600	4700	2,6	192	14	0,7
90 centyl (średnia)	NI	NI	NI	275	NI	NI	NI	NI	NI	NI

⁽¹⁾ Min./maks. średnich miesięcznych oznacza minimum/maksimum z 12 średnich miesięcznych w skali roku, ustalone bez pominięcia nietypowych zrzutów.
⁽²⁾ Wartość 90 centyla obliczana jest w następujący sposób: co miesiąc w celu obliczenia średnich miesięcznych odfiltrowuje się 10% najwyższych wartości. Następnie na podstawie tych średnich miesięcznych oblicza się średnią roczną.
Uwaga: NI = Brak informacji.
Źródło: [218, INERIS 2010]

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.137

Tabela 3.137: Materiały eksploatacyjne związane z bioreaktorem membranowym oczyszczającym ścieki z zakładu wytwarzającego produkty farmaceutyczne

Material eksploatacyjny	Ilość
Powietrze lub tlen	6350 m ³ równoważne O ₂ /t oczyszczanego ChZT 6,3 t eq. O ₂ /t oczyszczanego ChZT ⁽¹⁾ (na poziomie bioreaktora)
Zobojętniające substancje chemiczne	~ 1200 t równoważników HCl (36 %)/rok (z czego odzyskuje się 90 %) ⁽²⁾ ~ 1200 t równoważników NaOH (30 %)/rok (z czego odzyskuje się w obiekcie 70 %)
Flokulanty	Okolo 10 kg/t ChZT
Składniki odżywcze	Nieznaczną ilość (N+P w okresie letnim)
Energia (cała OŚ) ⁽³⁾	12,5 kWh/m ³ 1,6 kWh/kg usuniętego ChZT
Energia (tylko MBR) ⁽³⁾	3,8 kWh/m ³ (=30 % całkowitego zużycia OŚ)
⁽¹⁾ Powietrze wstrzykuje się w temperaturze 80 °C, 1000 m ³ O ₂ = 1 t O ₂ . ⁽²⁾ HCl odzyskuje się ze znajdującego się w pobliżu procesu spalania odpadów i stosuje jako kwas do zobojętniania. ⁽³⁾ Bez włączenia spalania osadów. Zródło: [218, INERIS 2010]	

Możliwość zastosowania

Technika bioreaktora membranowego ma zastosowanie po wysoce wydajnym mechanicznym oczyszczaniu wstępnym (maksymalna szerokość sita wynosząca 1 mm) oraz w celu usunięcia związków ulegających biodegradacji, zawieszonych cząstek stałych i zanieczyszczeń drobnoustrojami. Można go łączyć z eliminacją azotu i fosforu. Bioreaktory membranowe można stosować podczas modernizacji istniejących instalacji lub w nowych instalacjach.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.138

Tabela 3.138: Zalety i wady związane z bioreaktorem membranowym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Mniejsze wymagania przestrzenne Zmniejszona ilość osadu (w porównaniu do tradycyjnego systemu osadu czynnego) W przypadku ścieków wpływających o średnim i dużym obciążeniu (od 3 do 30 g/l ChZT), główną zaletą oczyszczalni MBR jest zdolność do utrzymania dobrej wydajności przy zmianach ChZT na wlocie, podczas gdy utrzymanie tej samej wydajności w przypadku konwencjonalnej instalacji z osadem czynnym wymaga większych zbiorniki wyrównawczych niż MBR [218, INERIS 2010] W przeciwieństwie do tradycyjnego osadnika, system MBR może w zakłócających warunkach działać jako fizyczna bariera [218, INERIS 2010] Może działać przy znacznie wyższych stężeniach cząstek stałych (zwykle 8000-12000 mg/l) w porównaniu do tradycyjnego systemu osadu czynnego (zwykle 3000-6000 mg/l) [227, CWW TWG 2009] Po osiągnięciu kontroli ścierania się i zmian ciśnienia membrany ceramiczne mają stałą wydajność bez spadku spowodowanego starzeniem [218, INERIS 2010] 	<ul style="list-style-type: none"> Wysokie koszty eksploatacji (energii) ze względu na duży spadek ciśnienia i wysoki wskaźnik płukania powietrzem wymagany do jego działania Membrany są wrażliwe na ścieranie, dlatego w przypadku modernizacji istniejącej OŚ za pomocą jednostki MBR należy sprawdzić, czy nie nastąpi ścieranie (np. należy sprawdzić jakość betonu w zbiornikach) [218, INERIS 2010] Obecność silikonów w membranach jest niedopuszczalna, ponieważ szybko zatykają one membrany [218, INERIS 2010] Należy kontrolować zmiany ciśnienia, ponieważ membrany są dość wrażliwe i mogą pękać [218, INERIS 2010]

Ekonomika

Koszt instalacji MBR do wtórnego oczyszczania jest nadal wyższy niż koszt konwencjonalnej instalacji z osadem czynnym, ale wraz ze wzrostem liczby instalacji MBR i ze spadkiem kosztów membran, zróżnicowanie kosztów okresu eksploatacji powinno wkrótce zniknąć, a zalety procesu powinny prowadzić do szybkiego wchłonięcia systemu MBR przez przemysł oczyszczania ścieków [214, Sutherland 2009].

Jednak koszty eksploatacyjne i inwestycyjne mogą być w konkretnych przypadkach niższe niż dla tradycyjnych systemów z osadem czynnym zaprojektowanych dla porównywalnej jakości wyjściowej. Indywidualną ocenę kosztów należy wykonać dla poszczególnych przypadków.

W przypadku przykładowej instalacji Roche, zmodernizowano istniejący tradycyjny dwuetapowy układ napowietrzania osadu o zdolności oczyszczania 1000 m³/dzień, co daje wydajność 3800 m³/dzień, przez dodanie dodatkowych napowietrzonych zbiorników i zaprojektowanie ostatniego zbiornika jako MBR. Zużycie energii spadło następnie o 1,8 kWh/m³ i 2,3 kWh/kg usuniętego BZT₅, w porównaniu do zużycia przed przebudową (zużycie energii dla przykładowego zakładu Roche wynosi 3,6 kWh/m³ oczyszczonych ścieków i 3,1 kWh/kg usuniętego BZT₅).

Podaje się, że w przykładowej instalacji w Aramon koszty eksploatacji (z wyłączeniem kosztów usuwania osadów) wynoszą 4-6/m³ i 600-800 EUR/t usuniętego ChZT. Koszt usuwania osadu wynosi około 100 EUR na tonę osadu.

Siła napędowa dla wdrożenia

Powody wdrożenia tej techniki obejmują:

- przebudowę istniejącej oczyszczalni ścieków w celu zwiększenia zdolności oczyszczania;
- poprawę jakości wyjściowej pod względem ładunku organicznego (zmniejszenie ilości ścieków); dobrowolne działanie (tj. brak wymogu prawnego);
- poprawę jakości wyjściowej pod względem zanieczyszczeń drobnoustrojami (zrzut do wód powierzchniowych publicznie wykorzystywanych do kąpeli/rekreacji); dobrowolne działanie (tj. brak wymogu prawnego);
- ocenę kosztów opartą na wynikach działania zakładu pilotażowego, w którym określono MBR jako najbardziej opłacalny projekt;
- zgodność z dyrektywą 2006/7/WE dotyczącą zarządzania jakością wody w kąpieliskach [70, EC 2006].

Przykładowe instalacje

oprócz wyżej wymienionych przykładów, MBR używa się również w Varsseveld w Holandii.

Obecnie na całym świecie korzysta się z ponad 1000 MBR, chociaż ze znacznej ich części tylko w skali pilotażowej [214, Sutherland 2009].

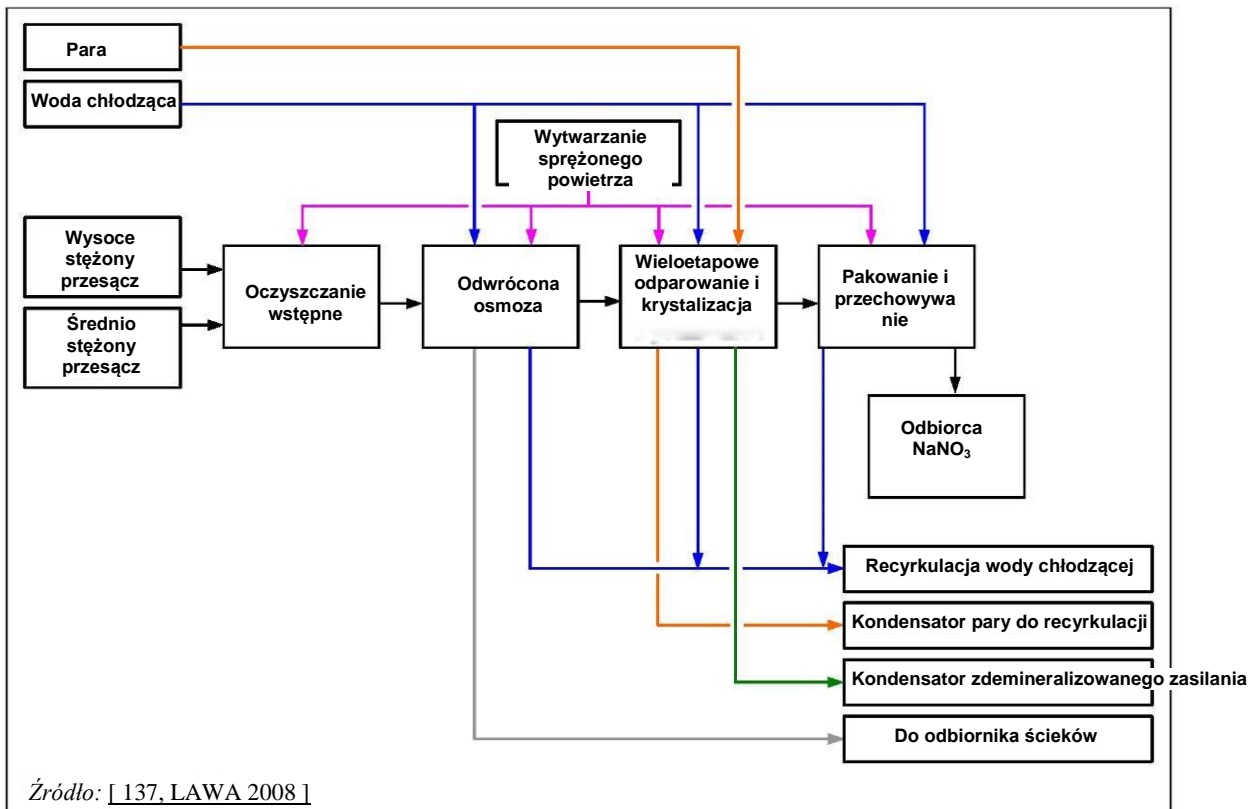
Literatura źródłowa

[70, EC 2006] [138, UNSW 2009] [166, US EPA 2010] [214, Sutherland 2009] [218, INERIS 2010] [222, CWW TWG 2013] [227, CWW TWG 2009]

3.3.3.3 Usuwanie azotanów ze ścieków i ponowne użycie

Opis

W dużych zakładach chemicznych w Niemczech produkujących katalizatory CuZn, Ni i CuCr ścieki zawierające wysokie stężenia azotanów najpierw poddaje się oczyszczaniu wstępnemu, a następnie połączeniu procesu odwróconej osmozy (RO), odparowania i krystalizacji w celu odzyskania cennego azotanu sodu. Wstępne oczyszczenie i kolejne działania przeprowadza się w tak zwanej oczyszczalni NITREA[®] (patrz Rysunek 3.47).



Źródło: [137, LAWA 2008]

Rysunek 3.47: Schemat blokowy oczyszczalni ścieków w zakładach NITREA®

Instalacja chemiczna wytwarza ścieki zawierające tylko substancje nieorganiczne (tj. jony metali ciężkich, drobne krystaliczne substancje stałe, jony sodu, jony amonowe, węglan azotanu i chlorki).

Ścieki wprowadzane do oczyszczalni NITREA® składają się z:

- wysoce stężonego przesączu (tj. 82 m³/dzień i 13700 mg/l azotanów);
- średnio stężonego przesączu (tj. 150 m³/dzień i 1000 mg/l azotanów);

Aby uzyskać czysty nadający się do sprzedaży azotan sodu, przed odprowadzeniem ścieków do RO należy usunąć wszystkie zanieczyszczenia. To wstępne oczyszczanie przeprowadza się w następujący sposób:

- regulacja pH (przy użyciu kwasu azotowego);
- strącanie metali ciężkich w warunkach zasadowych i flokulacja;
- filtracja;
- wymiana jonowa: pozostałe jony metali ciężkich wciąż rozpuszczone w zakresie dolnej granicy ppm, usuwa się za pomocą sodowego wymiennicza jonowego (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.11);
- zakwaszenie kwasem azotowym w celu usunięcia (wodoro)węglanu (to jest konwersji do CO₂).

W wyniku tego ścieki doprowadzane do RO zawierają tylko jony sodu, jony amonowe i jony azotanowe.

Nie można usuwać jonów amonowych podczas etapu wstępnego oczyszczania; zateżą się je razem z azotanem sodu w RO. Jednak jony amonowe gromadzą się w powietrzu wywiewanym z wyparki i są zawracane do użytku wewnętrznego za pomocą urządzenia odpędowego NH₃ (odpędzanie z parą wodną) instalacji.

Po RO następuje wieloetapowe odparowanie, a następnie krystalizacja.

NaNO_3 usunięty ze ścieków sprzedaje się jako krystaliczny NaNO_3 lub, rzadko, jako stężony roztwór. Rynek dla NaNO_3 obejmuje przemysł nawozowy, chemiczny, szklarski i materiałów wybuchowych/pirotechniczny, a także materiały budowlane, przemysł metalowy i spożywczy. Można spełnić bez problemów specyfikacje rynkowe.

Alternatywnym sposobem oczyszczania w stosunku do opisanego powyżej jest nityfikacja/denitryfikacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.5). Przy takim oczyszczaniu potrzebny jest środek redukujący. Ponieważ podczas procesu redukcji wzrasta pH, dodaje się kwas w celu obniżenia pH: w istocie azotan jest zastępowany przez dodany jon kwasowy, więc rzeczywisty wspólny ładunek soli pozostaje niezmienny i nie zmniejsza się.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

W porównaniu do nityfikacji/denitryfikacji technika ta oferuje szereg korzyści dla środowiska, w tym:

- unikanie szlamu kanalizacyjnego (masy bakterii), który należy odpowiednio usunąć;
- unikanie emisji gazu cieplarnianego N_2O ;
- przywrócenie azotanu sodu do łańcucha wartości dodanej;
- oszczędność świeżej wody;
- zmniejszanie ładunku metali ciężkich i soli (chlorek/siarczan) w odbiorniku ścieków.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska obejmują zużycie energii (głównie w przypadku RO i znajdującego się dalej aparatu wyparnego). Zużycie energii w instalacji NITREA[®] wynosi około 950000 kWh i 5340 tony pary rocznie.

Chociaż wielostopniowe wyparki wymagają do działania mniej ciepła, wymagają one również większych inwestycji niż wyparki jednostopniowe. Operatorzy instalacji będą musieli indywidualnie określić ich próg opłacalności między kosztami inwestycyjnymi a eksploatacyjnymi.

Dane robocze

Przykład efektywności redukcji związanych z usuwaniem i ponownym wykorzystaniem azotanów ze ścieków podano w Tabeli 3.139

Tabela 3.139: Przykład efektywności środowiskowej usuwania azotanów ze ścieków i ponownego użycia

Parametry	Przed instalacją NITREA [®] (średnia dla lat od 2001 do 2005)	Po instalacji NITREA [®] (2007)	Efektywność redukcji (%)
Usuwane ścieki	67281 m ³	3954 m ³	94
Azotany	1598000 kg	260 kg	99,99
Grupy amonowe (N-NH ₄)	1254 kg	49 kg	96
Chlorek sodu	518 kg	0 kg	100
Metale ciężkie	21 kg	0,14 kg	99
Wytworzony NaNO_3	0 kg	1740 tony	NI
Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [137, LAWA 2008.]			

Możliwość zastosowania

Technika ma zastosowanie we wszystkich zakładach z czysto nieorganicznymi ściekami po wyeliminowaniu lub usunięciu wszelkich zanieczyszczeń (np. innych jonów, metali ciężkich) przed poddaniem działaniu RO.

Ekonomika

Instalację NITREA® uruchomiono w 2005 r. Całkowite koszty inwestycyjne wyniosły około 9000000 EUR.

Koszty eksploatacyjne wynoszą około 580 EUR na tonę produktu A (dla porównania z wcześniejszymi kosztami oczyszczania ścieków, koszty porównano dla produktu zakładu wytwarzanego w największych ilościach: produktu A). Koszty obejmują substancje chemiczne do oczyszczania ścieków, energię, koszty robocizny, konserwację, kontrolę jakości, amortyzację, opłaty ściekowe, ale także oszczędności dotyczące opłat ściekowych, odsalanej wody i zysków z azotanu sodu. Dla celów porównania wcześniejsze koszty ścieków na tonę produktu A wyniosły około 1400 EUR w 2008 r.

Ze względów ekonomicznych ta technika może nie być opłacalna w przypadku procesów o niskich stężeniach azotanów w ściekach wpływających, a alternatywą może być denitryfikacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.5.5) [227, CWW TWG 2009].

Siła napędowa dla wdrożenia

Głównymi siłami napędowymi dla wdrożenia są:

- czynniki regulacyjne redukcji emisji;
- względy ekonomiczne.

Przykładowe instalacje

Clariant Produkte, Niemcy.

Literatura źródłowa

[137, LAWA 2008] [227, CWW TWG 2009]

3.4 Odpady

3.4.1 Gospodarowanie odpadami

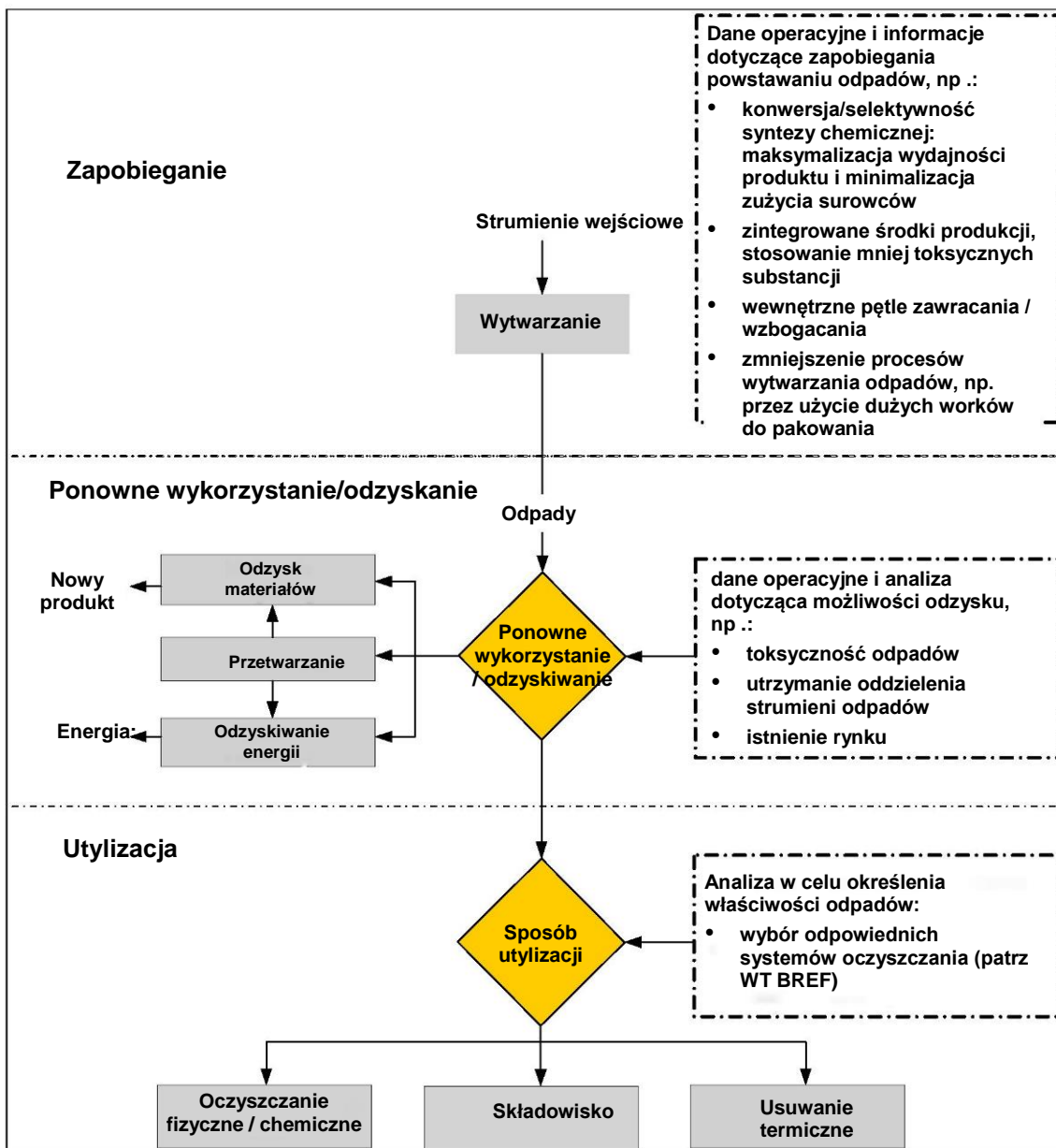
Szeroka gama odpadów, w tym odpady niebezpieczne (zgodnie z prawem) jest wytwarzana w zakładach produkcji chemicznej, np. rozpuszczalniki (fluorowcowane, niefluorowcowane), ciecze organiczne, woda do płukania, osad po oczyszczaniu ścieków wypływających, roztwory soli, odpady związane z procesem (np. pozostałości z kolumn destylacyjnych, smoły i woski, osad w zbiornikach reaktora), produkty nienormatywne.

Aby zapobiegać powstawaniu odpadów lub je minimalizować, w gospodarce odpadami stosuje się następującą hierarchię środków:

1. zapobieganie powstawaniu odpadów;
2. przygotowywanie/oczyszczenie odpadów do ponownego wykorzystania/odzysku;
3. ponowne wykorzystanie/odzysk odpadów;
4. inny rodzaj odzyskiwania z odpadów, np. odzyskiwanie energii;
5. usuwanie odpadów bez narażania zdrowia ludzkiego i środowiska.

Analizę przepływu materiału można wykorzystać do oceny procesu produkcyjnego zakładu chemicznego w kontekście zapobiegania/minimalizacji powstawania odpadów. Rozpoczynając od surowców wejściowych, biorąc pod uwagę efektywność energetyczną różnych technik wytwarzania/odzysku, a także ogólny wpływ emisji, operator instalacji może rozważyć aspekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska pod względem zapobiegania powstawaniu odpadów i ich odzysku. Pod koniec oceny i za pomocą odpowiednich wskaźników, operator instalacji może podjąć decyzje techniczno-ekonomiczne w celu zapobiegania/minimalizowania wytwarzania odpadów.

Rysunek 3.48 przedstawia uproszczony schemat decyzyjny dotyczący racjonalnego ekologicznie gospodarowania odpadami na przykładzie odpadów niebezpiecznych



Rysunek 3.48: Uproszczony schemat decyzyjny dotyczący racjonalnego ekologicznie gospodarowania odpadami na przykładzie odpadów niebezpiecznych

Zakłady chemiczne często oferują możliwości odzysku odpadów w innych instalacjach lub z nich i dotyczy to zarówno instalacji chemicznych, jak i niechemicznych.

Aby uzyskać więcej informacji na temat rodzajów oczyszczania, które mogą sprawić, że odpady będzie można ponownie użyć lub odzyskać, należy zapoznać się z dokumentem BREF dotyczącym przetwarzania odpadów (WT) [109, COM 2006]. Ponadto sektorowe chemiczne dokumenty BREF mogą dostarczyć informacji na temat zapobiegania powstawaniu odpadów i ich ponownego użycia/odzysku w różnych sektorach przemysłu chemicznego.

3.4.2 Techniki obróbki osadów

3.4.2.1 Streszczenie

Większość procesów oczyszczania ścieków prowadzi do powstawania osadu, chociaż jego ilość, konsystencja i zawartość zależą od zawartości ścieków i techniki oczyszczania. Zwykle jest on cieczą lub półstałą cieczą, o zawartości substancji stałych między 0,25% wag. a 12% wag. [1, Metcalf i Eddy 1991] i zawiera głównie zanieczyszczenia usunięte ze ścieków. Nadmiar osadu czynnego z biologicznej OŚ składa się głównie z produktów degradacji (mineralizacji) i tkanki bakteryjnej, a także dołączonych zanieczyszczeń, takich jak metale ciężkie.

Nieoczyszczony osad nie nadaje się do zrzutu lub utylizacji, ponieważ:

- jego zawartość zanieczyszczeń szkodliwych dla powietrza zapobiega osadzaniu;
- jego zawartość zanieczyszczeń szkodliwych dla zbiorników wodnych uniemożliwia zrzut do odbiornika w postaci rzeki;
- duża ilość zawartej w nim wody sprawia, że spalanie jest opcją nieatrakcyjną ze względu na potrzebną energię.

Osady pochodzące ze ścieków przemysłu chemicznego zasadniczo nie są odpowiednie do celów rolniczych, ale zależy to od ustawodawstwa państw członkowskich. Krytycznym aspektem jest zawartość metali ciężkich, AOX/EOX i innych trwałych składników osadu.

W celu zmniejszenia obciążenia osadem stosuje się techniki mechaniczne, termiczne i/lub chemiczne, przy czym celem jest [164, Dewil i wsp. 2006]:

- zmniejszenie ilości osadów ściekowych;
- uzyskanie lepszej możliwości odwadniania osadu;
- wywołanie uwalniania rozpuszczalnego chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) z osadu;
- zniszczenie nitkowatych drobnoustrojów odpowiedzialnych za gromadzenie osadu.

Takie operacje oczyszczania dla osadów z OŚ to:

- operacje wstępne (nieopisane w niniejszym dokumencie), takie jak:
 - mielenie,
 - łączenie lub mieszanie,
 - przechowywanie,
 - usunięcie piasku;
- operacje zagęszczania osadów (patrz Sekcja 3.4.2.2), takie jak:
 - zagęszczanie grawitacyjne,
 - zagęszczanie odśrodkowe,
 - zagęszczanie flotacyjne (DAF),
 - zagęszczanie z pasem grawitacyjnym,
 - zagęszczanie w bębnie obrotowym;
- stabilizacja osadu (patrz Sekcja 3.4.2.3), taka jak:
 - stabilizacja chemiczna (wapno),
 - stabilizacja termiczna,
 - fermentacja beztlenowa,
 - fermentacja tlenowa,
 - podwójna stabilizacja osadu;
- kondycjonowanie osadu (patrz Sekcja 3.4.2.3), takie jak:
 - kondycjonowanie chemiczne,
 - kondycjonowanie termiczne,

- techniki odwadniania osadów (patrz Sekcja 3.4.2.2), takie jak:
 - odwadnianie odśrodkowe,
 - taśmowe prasy filtracyjne,
 - prasy filtracyjne,
- operacje suszenia (nieopisane w niniejszym dokumencie), takie jak:
 - suszenie bębnowe,
 - suszenie rozpyłowe,
 - suszenie zawieszinowe,
 - odparowanie;
- termiczne utlenianie osadu (poza zakresem niniejszego dokumentu), za pomocą technik takich jak:
 - spalanie w złożu fluidalnym,
 - suszenie/spalanie wielopieczowe,
 - mokre utlenianie powietrzem,
 - spalanie głębokoszybowe,
 - spalanie z innymi (np. stałymi) odpadami.

Operacje oczyszczania i drogi usuwania odpadów można traktować jako pojedyncze opcje lub jako kombinację pojedynczych opcji. W niniejszym wykazie kierowano się głównie stopniem redukcji i nie jest on w żadnym wypadku rankingiem. Dostępność (lub brak dostępności) drogi usuwania może być silnym czynnikiem, przynajmniej na poziomie lokalnym, dla wyboru techniki oczyszczania osadu.

Osad pochodzący z przemysłowej oczyszczalni ścieków można w pewnych warunkach oczyszczać w miejskiej oczyszczalni ścieków (np. w Linz, Austria).

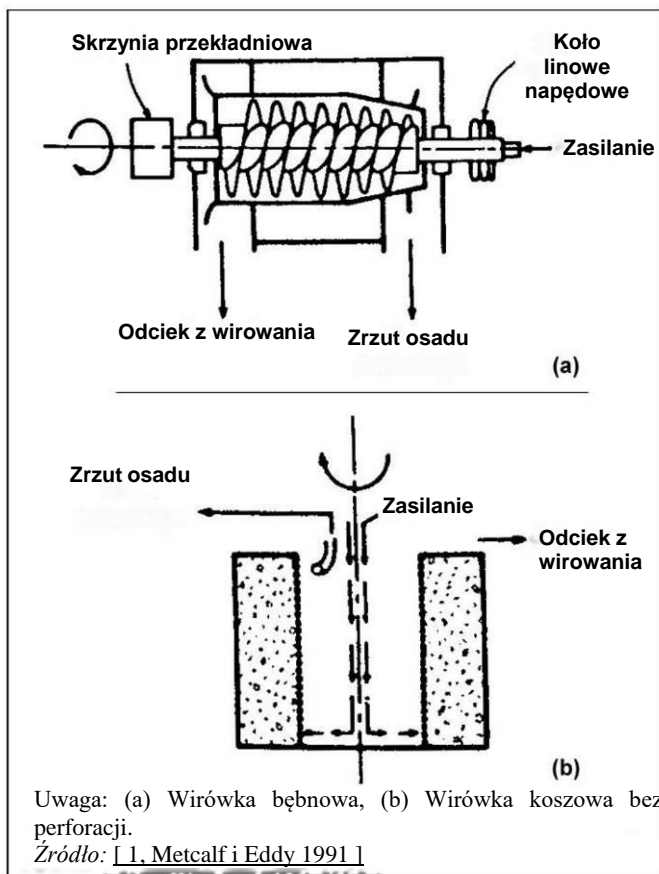
3.4.2.2 Zagęszczanie i odwadnianie

Opis

Zagęszczanie osadów i odwadnianie osadów to operacje polegające na zwiększaniu stałej zawartości osadu i usunięciu części frakcji wodnej. Ich zaletą jest wielokrotne (około pięciokrotne lub większe) zmniejszenie objętości, aby ułatwić późniejsze operacje oczyszczania, a także zmniejszyć niezbędną wielkość i pojemność urządzeń do oczyszczania. Oba sposoby oczyszczania różnią się jedynie stopniem usunięcia wody.

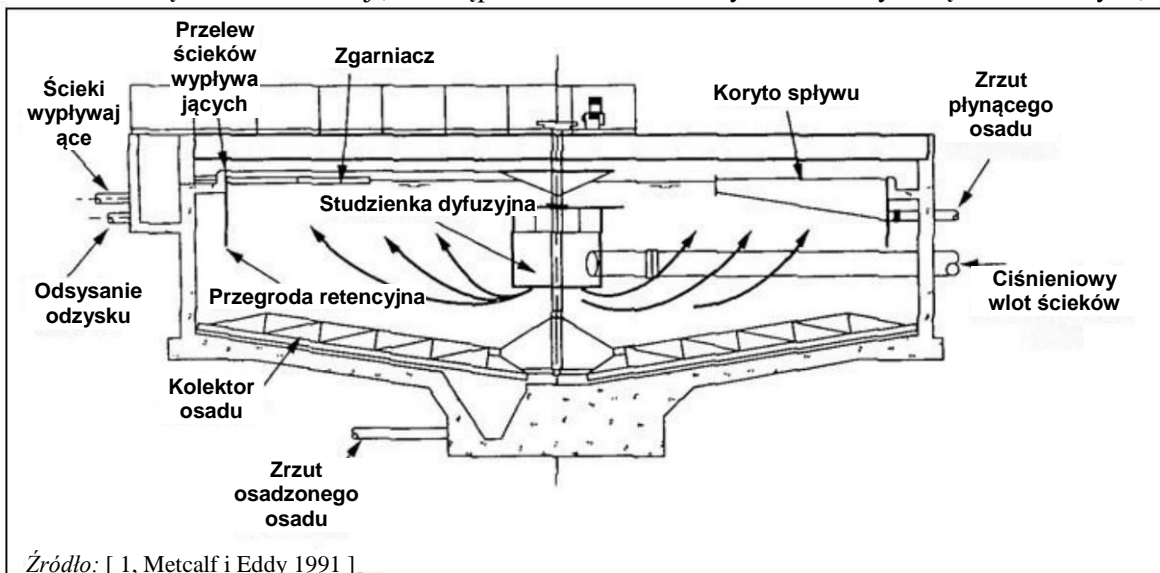
Powszechne techniki to:

- zagęszczanie grawitacyjne lub sedymentacja za pomocą zbiornika osadowego;
- zagęszczanie odśrodkowe (również jako technika odwadniania), idealne do wychwytywania dużych ilości ciał stałych, eksploatowane zarówno jako wirówka bębnowa lub wirówka koszowa bez perforacji, przedstawione na Rysunku 3.49.



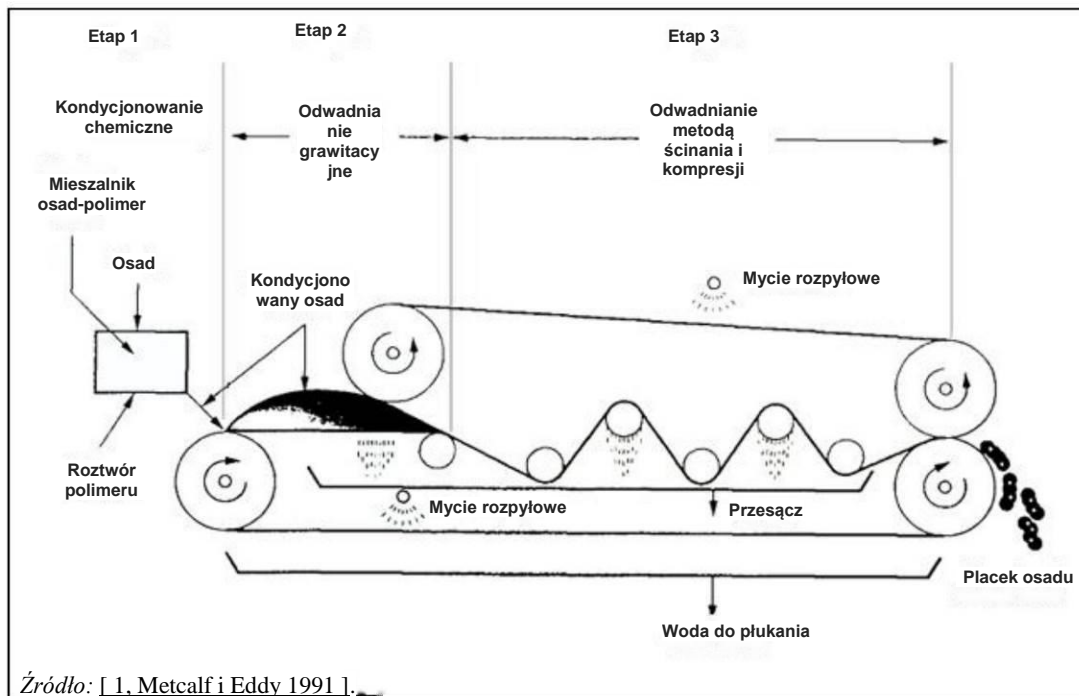
Rysunek 3.49: Odśrodkowa zagęszczarka osadu

- zagęszczanie flotacyjne, wykorzystujące urządzenie DAF, jak przedstawiono na Rysunku 3.50.
- zagęszczanie z pasem grawitacyjnym za pomocą pasa grawitacyjnego poruszającego się po napędzanych walcach, uwodniony osad dodaje się na jednym końcu do komory zasilającej/rozdzielczej, osad ulega pofałdowaniu i złobieniu przez szereg ostrzy pługa, umożliwiając przejście uwolnionej wody przez pas;
- zagęszczanie w bębnie obrotowym, jednostka składa się z układu kondycjonowania osadu z zasilaniem polimerem i obrotowymi cylindrycznymi ekranami, gdzie polimer i cienki osad miesza się w celu flokulacji, a następnie oddziela od wody w obrotowych bębnach sitowych;



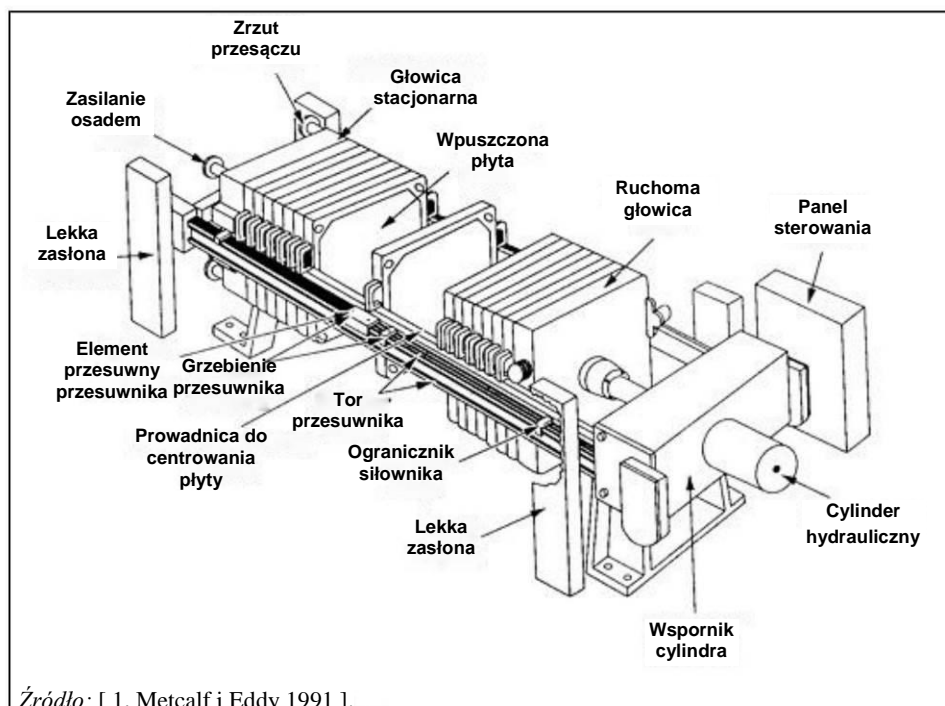
Rysunek 3.50: Zagęszczarka DAF do odpadowego osadu czynnego

- odwadnianie przez taśmową prasę filtracyjną, w której kondycjonowany osad wprowadza się do grawitacyjnej sekcji odwadniającej w celu zagęszczenia i oddzielenia od wody z powodu grawitacji, operacja ta jest wspomagana przez próżnię, która jednocześnie poprawia odwadnianie i zmniejsza nieprzyjemny odor; następnie stosuje się ciśnienie w sektorze niskociśnieniowym, gdzie osad jest ściskany pomiędzy przeciwległymi porowatymi pasami w celu uwolnienia dodatkowej wody (patrz Rysunek 3.51);



Rysunek 3.51: Taśmowa prasa filtracyjna

- odwadnianie za pomocą prasy filtracyjnej, w którym separacja ciał stałych/ciecży odbywa się pod wysokim ciśnieniem (0,715 MPa) [1, Metcalf i Eddy 1991], osad przepuszcza się przez szereg tkanin filtracyjnych w celu zatrzymania cząstek stałych w postaci osadu filtracyjnego, a przesącz zawraca się do oczyszczalni ścieków (patrz Rysunek 3.52).



Rysunek 3.52: Prasa filtracyjna z wpuszczaną płytą o stałej objętości

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Poziomy wydajności związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu podano w Tabeli 3.140

Tabela 3.140: Poziomy wydajności związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu

Technika	Osad stężenie (%)	Wychwył cząstek stałych (%)	Uwagi
Zagęszczanie grawitacyjne	2-10 ^(1,2)	80-92 ¹	W zależności od jakości osadu
Zagęszczanie odśrodkowe	3-8 ¹	80-98 ¹	–
Owadnianie odśrodkowe	10-35 ^(1,2)	85-98 ¹	Z substancjami chemicznymi
Zagęszczanie DAF	2-10 ⁽²⁾	80-98 ¹	–
Zagęszczanie z pasem grawitacyjnym	4-6 ⁽²⁾	NI	–
Zagęszczanie w bębnie obrotowym	3-4 ¹	NI	–
	15-30 ^(1,2)	90-98 ¹	Z podciśnieniem
Owadnianie taśmową prasą filtracyjną	15-30 ^(1,2)	85-98 ⁽¹⁾	Z substancjami chemicznymi
Owadnianie prasą filtracyjną	20-50 ⁽¹⁾	90-98 ⁽¹⁾	Z substancjami chemicznymi
⁽¹⁾ [1, Metcalf i Eddy 1991].			
⁽²⁾ [63, VITO 2010].			
Uwaga: NI = Brak informacji.			

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Zagęszczanie i odwadnianie osadu to sposoby wstępnego oczyszczania przeprowadzane w celu łatwiejszej obróbki osadu przy dalszym oczyszczaniu, tj. osad powstały po zagęszczeniu i odwodnieniu wymaga końcowego oczyszczenia. Wodny roztwór ścieków wypływających (supernatant, przesącz) zawraca się do OS.

Hałas i odor kontroluje się przez obudowanie i/lub osłonięcie urządzeń.

Materiały eksploatacyjne związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu podano w Tabeli 3.141

Tabela 3.141: Materiały eksploatacyjne związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Substancje chemiczne do kondycjonowania	Polimer 0-4 kg/t suchej masy ⁽¹⁾	Wirówka bębnowa
	Polimer 1-3 kg/t suchej masy ⁽¹⁾	Wirówka koszowa
	Polimer 2-5 kg/t suchej masy ⁽¹⁾	DAF
	Polimer 3-7 kg/t suchej masy ⁽¹⁾	Pas grawitacyjny
Woda do płukania	NI	Do płukania zwrotnego filtra
Energia fkWh/m ³	2-6	Wirówka bębnowa
	2-3	Taśmowa prasa filtracyjna
	4-5	Prasa filtracyjna
⁽¹⁾ [1, Metcalf i Eddy 1991].		
Uwaga: NI = Brak informacji.		

Dane robocze**Monitorowanie**

Aby zapobiegać zakłóceniom, proces zagęszczania należy sprawdzać co najmniej wizualnie. Należy często monitorować wprowadzanie osadu i jego konsystencję, jak również pomiary mętności zrzutu wody. Należy wykrywać pojawianie się pęczniejącego osadu, aby zapobiegać jego uwalnianiu.

W przypadku stosowania wrażliwych urządzeń, takich jak tkanina filtracyjna, należy kontrolować wlot, aby zapobiegać przedostawaniu się zbyt dużych lub w inny sposób krytycznych cząstek stałych.

Możliwość zastosowania

Różne techniki i ich zastosowanie do właściwości osadów podano w Tabeli 3.142

Tabela 3.142: Zastosowanie technik zagęszczania i odwadniania osadu w zależności od właściwości osadu

Grawitacja	<ul style="list-style-type: none">• Nieoczyszczony osad pierwotny• Odpadowy osad czynny• Mieszanina nieoczyszczonego osadu pierwotnego i odpadowego osadu czynnego
Wirowanie	<ul style="list-style-type: none">• Odpadowy osad czynny, konieczne dodanie flokulantu i polimerów
DAF	<ul style="list-style-type: none">• Odpadowy osad czynny• Mieszanina nieoczyszczonego osadu pierwotnego i odpadowego osadu czynnego, konieczne dodanie polimerów
Pas grawitacyjny	<ul style="list-style-type: none">• Odpadowy osad czynny, zwłaszcza do stężenia cząstek stałych < 2 %
Bęben obrotowy	<ul style="list-style-type: none">• Odpadowy osad czynny
Taśmowa prasa filtracyjna	<ul style="list-style-type: none">• Wszystkie rodzaje osadów, konieczne dodanie flokulantów i polimerów
Prasa filtracyjna	<ul style="list-style-type: none">• Wszystkie rodzaje osadów, konieczne flokulanty i polimery• Stosuje się, gdy wymagana jest niska zawartość zawieszonych cząstek stałych w przesączu

W przypadku wszystkich wymienionych technik konieczne może być zastosowanie flokulantów i polimerów.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.143

Tabela 3.143: Zalety i wady związane z zagęszczaniem i odwadnianiem osadu

Zalety	Wady
<u>Zagęszczanie grawitacyjne</u> <ul style="list-style-type: none"> • Doskonałe wyniki w przypadku nieoczyszczonego osadu pierwotnego • Zagęszczenie grawitacyjne pozwala uzyskać ogólnie zadowalające wyniki przy małych instalacjach i stężeniach osadu między 4% a 6% • Niskie zużycie energii 	<u>Zagęszczanie grawitacyjne</u> <ul style="list-style-type: none"> • Tylko skrajne wyniki dla dużych instalacji • Dla odpadowego osadu czynnego, tylko niskie stężenie substancji stałych
<u>Zagęszczanie odśrodkowe</u> <ul style="list-style-type: none"> • Wydajne wytwarzanie suchego osadu i dobre wychwytywanie ciał stałych trudnych do filtrowania • Wymagania przestrzenne są stosunkowo niskie w porównaniu z innymi systemami odwadniającymi • Łatwa instalacja • Minimalne problemy z odorem • Automatyczne dostosowanie do zmian w składzie osadu • Automatyczne uruchamianie/zatrzymywanie • Nie wymaga operatora • Brak wymagania wody do płukania zwrotnego 	<u>Zagęszczanie odśrodkowe</u> <ul style="list-style-type: none"> • Wysokie zużycie energii na jednostkę odwodnionego osadu • Wytwarza najwyższe stężenie substancji stałych w osadach spośród systemów odwadniających. Jedynie taśmowa prasa filtracyjna zwykle zapewnia wyższą zawartość cząstek stałych niż wirowanie • Generowanie wibracji i hałasu • Do konserwacji wymagany jest wykwalifikowany personel
<u>Zagęszczanie DAF</u> <ul style="list-style-type: none"> • Dobra wydajność dla osadów ściekowych z procesów oczyszczania biologicznego 	<u>Zagęszczanie DAF</u> <ul style="list-style-type: none"> • Podatne na zamarzanie (blokowanie dysz powietrznych) • Uwalnianie substancji zapachowych (efekt odpędzania) • Wytwarza najniższe stężenie substancji stałych w osadach spośród systemów odwadniających.
<u>Zagęszczanie z pasem grawitacyjnym</u> <ul style="list-style-type: none"> • Dobre wyniki dla surowego i przefermentowanego 	NI
<u>Zagęszczanie w bębnie obrotowym</u> <ul style="list-style-type: none"> • Niskie wymagania w zakresie konserwacji, energii i przestrzeni 	NI
<u>Taśmowe prasy filtracyjne</u> <ul style="list-style-type: none"> • Wysoka wydajność odwadniania • Łatwa konserwacja 	<u>Taśmowe prasy filtracyjne</u> <ul style="list-style-type: none"> • Ograniczenia hydrauliczne • Bardzo wrażliwe na właściwości doprowadzanego osadu • Krótki czas pracy osrodków w porównaniu do innych urządzeń odwadniających
<u>Prasy filtracyjne:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Wysoka wydajność odwadniania i niskie stężenie zawieszonych cząstek stałych w przesączu 	<u>Prasy filtracyjne:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Metoda szarżowa • Specjalne wymagania dotyczące konstrukcji wspierającej, powierzchni podłogi, umiejętności personelu • Ograniczona żywotność tkaniny filtracyjnej
Uwaga: NI = Brak informacji.	

Do obsługi i konserwacji technik zagęszczania i odwadniania osadu wymagany jest wykwalifikowany personel.

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest zmniejszenie objętości osadów ściekowych, aby ułatwić późniejsze operacje oczyszczania, a także zmniejszyć niezbędną wielkość i pojemność urządzeń do oczyszczania.

Przykładowe instalacje

Wiele instalacji w całej Europie korzysta z tej techniki.

Literatura źródłowa

[1, Metcalf i Eddy 1991] [63, VITO 2010]

3.4.2.3 Stabilizacja i kondycjonowanie

Opis

Techniki stabilizacji to [255, Ullmann's 2011]:

- stabilizacja chemiczna, przy użyciu głównie wapna jako oczyszczania wstępnego, tj. przed odwadnianiem lub oczyszczania następczego, tj. po odwodnieniu, w celu podniesienia pH do > 12, a tym samym zabicia patogenów;
- stabilizacja termiczna, poprzez ogrzewanie osadu w zbiorniku ciśnieniowym w temperaturach do 260 ° C i przy ciśnieniach do 2,8 MPa przez około 30 minut, stosowana również jako technika kondycjonowania;
- fermentacja tlenowa, działanie w zbiorniku - podobna do tlenowej metody osadu aktywnego do oczyszczania ścieków - z powietrzem lub czystym tlenem i odpowiednim mieszaniem, co skutkuje 75-80% zmniejszeniem zawartości osadu czynnego [1, Metcalf i Eddy 1991]; technika jest atrakcyjną opcją, gdy rozważa się oddzielne fermentowanie osadu;
- fermentacja beztlenowa, działanie w zbiorniku z odcięciem powietrza w zakresie mezofilnym (30-38 °C) lub termofilnym (49-57 °C) i wytwarzanie palnej mieszaniny gazów (65-70% metanu, 25-30% dwutlenku węgla, małych ilości azotu, wodoru, siarkowodoru itd.) o niskiej wartości opałowej około 22 MJ/Nm³;
- podwójna stabilizacja osadu, łącząca wcześniejszą tlenową fermentację termofilną i późniejszą beztlenową fermentację mezofilną.

Celem **kondycjonowania** osadów jest poprawa warunków zagęszczania i/lub odwadniania. Techniki kondycjonowania obejmują:

- kondycjonowanie chemiczne za pomocą np. chlorku żelaza (III), wapna, alunu i polimerów organicznych (koagulanty i flokulanty);
- kondycjonowanie termiczne, poprzez ogrzewanie osadu w zbiorniku ciśnieniowym w temperaturze 60-80 °C (kondycjonowanie niskotemperaturowe) lub 180-230 °C i 1-2,5 MPa (kondycjonowanie wysokotemperaturowe).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Stabilizacja osadu ściekowego to operacja oczyszczania mająca na celu [255, Ullmann's 2011]:

- zmniejszenie ilości lub wyeliminowanie składników o nieprzyjemnym odorze;
- zmniejszenie ilości substancji stałych ulegających biodegradacji w zawieszynie;
- poprawa odwadniania;
- zmniejszenie ilości patogenów;
- zmniejszenie lub wyeliminowanie możliwości gnicia.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Stabilizacja chemiczna i kondycjonowanie powodują znaczny wzrost zawartości cząstek stałych do usunięcia, z wyjątkiem kondycjonowania polimerów. Ponieważ stabilizacja wapna nie niszczy substancji organicznych niezbędnych do wzrostu bakterii, osad należy poddać działaniu nadmiaru wapna lub usunąć przed znacznym spadkiem pH. Nadmierna dawka wapna może sięgać nawet 1,5-krotności ilości potrzebnej do utrzymania początkowego pH 12 [1, Metcalf i Eddy 1991].

Niezbędna ilość wapna do stabilizacji osadu podano szczegółowo w Tabeli 3.144, a ilości polimeru do kondycjonowania osadów w Tabeli 3.145

Tabela 3.144: Typowe dawki wapna do stabilizacji ciekłego osadu

Osad	Stężenie cząstek stałych (%)	Dawka wapna ⁽¹⁾ (kg wapna/kg suchej masy)
Osad pierwotny	3-6	120-340
Odpadowy osad czynny	1-5	420-860
Osad mieszany fermentowany w warunkach tlenowych	6-7	280-500
Osad szlamowy (tj. ze zbiornika gnilnego)	1-4,5	180-1020

(¹) Ilość wapna wymagana do utrzymania pH 12 przez 30 minut.
 Źródło: [1, Metcalf i Eddy 1991]

Tabela 3.145: Typowe poziomy dodatku polimeru dla różnych rodzajów osadów i różnych metod odwadniania

Osad	kg suchego polimeru/t suchej masy		
	Próżniowy bębnowy filtr	Taśmowa prasa filtracyjna	Wirówka bębnowa
Osad pierwotny	1-5	1-4	0,5-2,5
Pierwotny i odpadowy osad czynny	5-10	2-8	2-5
Osad pierwotny i ze złoża biologicznego	1,3-2,5	2-8	NI
Odpadowy osad czynny	7,5-15	4-10	5-8
Osad mieszany fermentowany w warunkach	3,5-7	2-5	3-5
Osad pierwotny fermentowany beztlenowo i napowietrzony odpadowy osad czynny	1,5-8,5	1,5-8,5	2-5
Osad pierwotny fermentowany tlenowo i napowietrzony odpadowy osad czynny	7,5-10	2-8	NI

Uwaga: NI = Brak informacji.
 Źródło: [1, Metcalf i Eddy 1991]

Głównym problemem związanym z fermentacją tlenową osadu jest jego zapotrzebowanie na powietrze lub tlen, które wynosi około 2,3 kg O₂ na kg zdegradowanej substancji stałej.

Fermentacja beztlenowa prowadzi do powstania palnego gazu, który można wykorzystywać jako paliwo, ale ze względu na zawartość cząstek stałych i siarkowodoru przed użyciem należy go oczyścić. Odpowiednimi technikami oczyszczania gazu odlotowego są suche i mokre przemywanie. W dużych zakładach można go stosować jako paliwo do kotłów i silników spalinowych.

Stabilizacja termiczna i kondycjonowanie to energochłonny proces, który należy oceniać pod względem jego zalet w danych okolicznościach. Podczas działania powstają substancje zapachowe, które mogą się uwolnić i w związku z tym należy zmniejszyć ich ilość.

Możliwość zastosowania

Stabilizację i kondycjonowanie stosuje się w przypadku osadów z zawartością organiczną, które będą zagęszczone i/lub odwodnione. Przydatność różnych technik zależy od konkretnych warunków w miejscu, takich jak:

- dostępne miejsce na zbiorniki do fermentacji;
- dostępność energii, ważna kwestia dla technik termicznych;
- ilość wytworzonego osadu;
- opłacalność niektórych technik tylko w większych zakładach.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.146

Tabela 3.146: Zalety i wady związane ze stabilizacją i kondycjonowaniem osadu

Zalety	Wady
Stabilizacja i kondycjonowanie chemiczne <ul style="list-style-type: none"> • Standardowa technika bez wysokich wymagań technologicznych • Skuteczna metoda poprawy dalszej filtracji (kondycjonowania) oraz redukcji substancji zapachowych i patogenów (stabilizacja) 	Stabilizacja i kondycjonowanie chemiczne <ul style="list-style-type: none"> • znaczny wzrost ilości cząstek stałych (z wyjątkiem kondycjonowania polimerów)
Stabilizacja i kondycjonowanie termiczne <ul style="list-style-type: none"> • Ograniczone wymagania przestrzenne • Skuteczne oczyszczanie bez użycia dodatkowych substancji chemicznych, które umożliwiają zarówno odwodnienie osadu, jak i niszczenie bakterii • Najczęściej stosowane do osadów biologicznych, które mogą być trudne do stabilizowania i kondycjonowania za pomocą innych środków 	Stabilizacja i kondycjonowanie termiczne <ul style="list-style-type: none"> • Wysokie koszty inwestycyjne w porównaniu do innych technik • Wysokie wymagania energetyczne • Ważną kwestią jest uwalnianie substancji zapachowych
Fermentacja tlenowa <ul style="list-style-type: none"> • Stosunkowo wysoka redukcja lotnych cząstek stałych, porównywalna z fermentacją beztlenową • Wytwarzanie bezwonnego, podobnego do humusu, biologicznie stabilnego produktu • Stosunkowo łatwa eksploatacja • Niższe koszty inwestycyjne niż w przypadku fermentacji beztlenowej 	Fermentacja tlenowa <ul style="list-style-type: none"> • Wysokie zapotrzebowanie na energię do mieszania i dostarczania powietrza lub tlenu • Wytwarzanie przefermentowanego osadu o słabych właściwościach mechanicznego odwadniania • Proces znacząco ulegający wpływowi temperatury, lokalizacji i materiału zbiornika
Fermentacja beztlenowa <ul style="list-style-type: none"> • Powstający gaz można stosować po oczyszczeniu, np. za pomocą suchych lub mokrych płuczek, jako paliwo do procesów spalania • Skuteczny bez użycia dodatkowych substancji chemicznych • Z powodu długiego czasu przebywania, występuje wydajna mineralizacja osadu 	Fermentacja beztlenowa <ul style="list-style-type: none"> • Problemem małych obiektów są duże wymagania dotyczące przestrzeni

Ekonomika

Brak informacji.

Siła napędowa dla wdrożenia

Siłą napędową dla wdrożenia jest zmniejszenie emisji odorów i poprawa późniejszych operacji oczyszczania.

Przykładowe instalacje

Stabilizacja i kondycjonowanie osadów są szeroko stosowane w Europie.

Literatura źródłowa

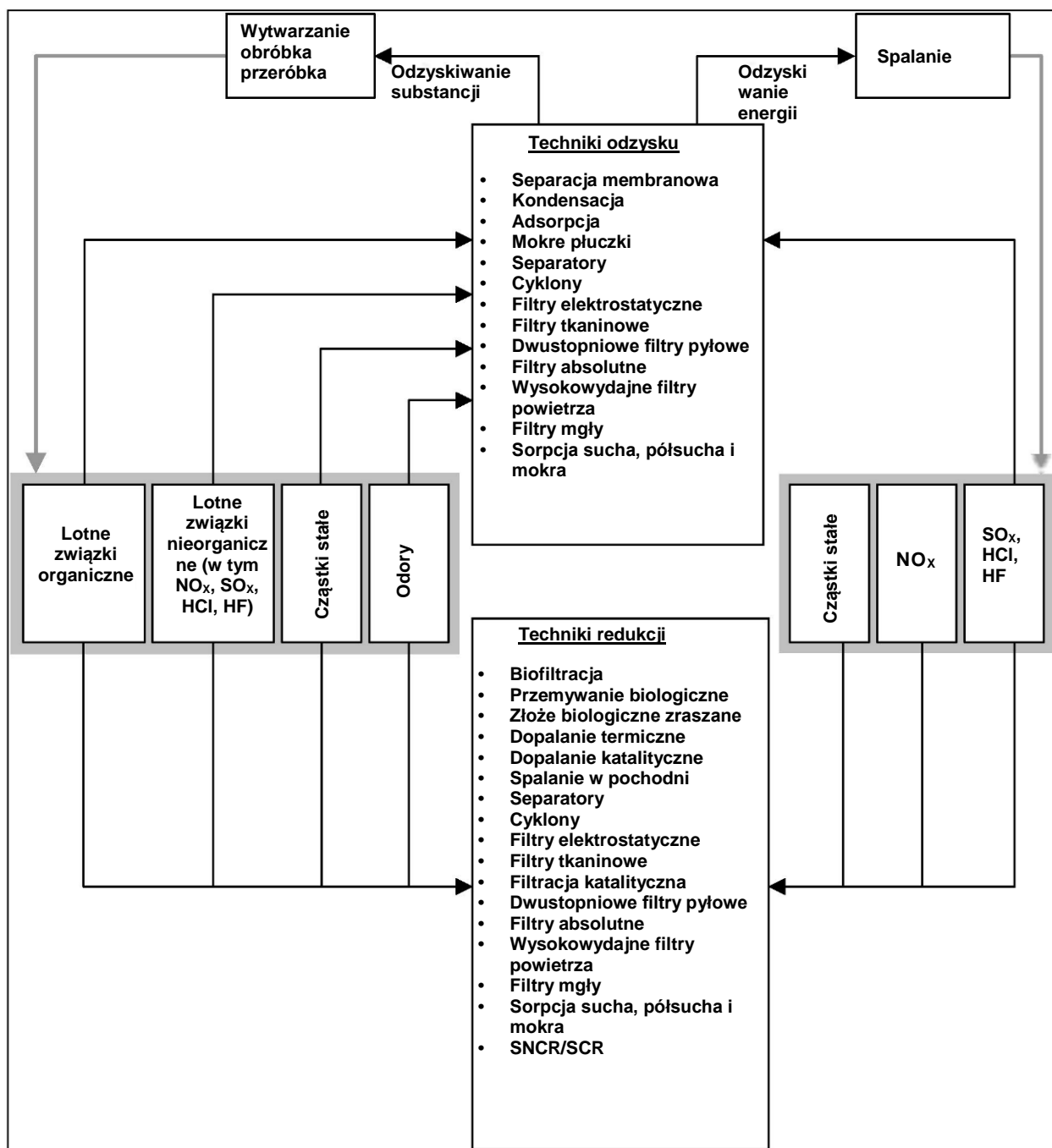
[1, Metcalf i Eddy 1991] [255, Ullmann's 2011]

3.5 Emisje do powietrza

3.5.1 Poszczególne techniki oczyszczania gazów odlotowych

3.5.1.1 Streszczenie

Techniki oczyszczania gazów odlotowych typu „końca rury” opisano w kolejności zbliżonej do tej, którą zastosowano w przypadku technik typu „końca rury” dla ścieków. Zależności między zanieczyszczeniem a typowym oczyszczaniem, o których wspomniano w Sekcji 1.6.3.3, przedstawiono na Rysunku 3.53.



Rysunek 3.53: Zakres technik typu „końca rury” oczyszczania gazów odlotowych w odniesieniu do rodzaju zanieczyszczeń

Źródłami gazów odlotowych, które poddaje się oczyszczaniu są:

- procesy o niskiej i średniej temperaturze (< 300 ° C), takie jak procesy produkcji, obróbki lub przeróbki, przy czym głównymi zanieczyszczeniami są:
 - lotne związki organiczne, takie jak rozpuszczalniki;
 - związki nieorganiczne, takie jak halogenowodory, siarkowodór, amoniak i tlenek węgla;
 - cząstki stałe w postaci pyłu;
 - związki zapachowe;
- procesy wysokotemperaturowe (> 850 °C) (np. procesy spalania), w których główne zanieczyszczenia to:
 - cząstki stałe (PM) w postaci popiołów i pyłów, które mogą zawierać sadzę
 - i tlenki metali;
 - gazy spalinowe, takie jak tlenek węgla, halogenowodory (np. HCl, HF), związki siarki
 - i tlenu (SO_x) oraz związki azotu i tlenu (NO_x);
 - związki zapachowe.

Powstające gazy odlotowe oczyszcza się za pomocą technik, dzięki którym odzyskuje się zawartość gazów odlotowych i albo zwraca do pierwotnego procesu albo wykorzystuje w innym procesie jako surowiec lub nośnik energii albo redukuje się zanieczyszczenia.

Związki, dla których odzyskiwanie jest ekonomicznie wykonalne (w zależności od stężenia związków w gazach odlotowych, przepływu gazów odlotowych i zmian stężenia i przepływu) obejmują:

- LZO, odzyskane z par rozpuszczalników lub par produktów niskowrzących;
- LZO stosowane jako nośnik energii w piecach do spopielenia/utleniaczach lub kotłach;
- chlorowodór, do wytwarzania kwasu chlorowodorowego;
- amoniak do zwracania do procesu produkcyjnego;
- dwutlenek siarki, przekształcany do kwasu siarkowego, siarki lub gipsu;
- pył zawierający większe ilości stałych surowców lub produktów końcowych.

Techniki oczyszczania - zgodnie z Rysunkiem 3.53 - sklasyfikowano jako:

- techniki odzyskiwania/usuwania LZO i związków nieorganicznych obejmujące:
 - separację membranową (patrz Sekcja 3.5.1.2.1);
 - kondensację i kondensację kriogeniczną (patrz Sekcja 3.5.1.2.2);
 - adsorpcję (patrz Sekcja 3.5.1.2.3);
 - mokre przemywanie (patrz Sekcja 3.5.1.2.4);
- techniki redukcji LZO i związków nieorganicznych obejmujące:
 - biofiltrację (patrz Sekcja 3.5.1.3.1);
 - przemywanie biologiczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.2);
 - złoża biologiczne zraszane (patrz Sekcja 3.5.1.3.3);
 - ruchome złoża biologiczne zraszane (patrz Sekcja 3.5.1.3.4);
 - dopalanie termiczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.5);
 - dopalanie katalityczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.6);
 - jonizację (patrz Sekcja 3.5.1.3.7);
 - utlenianie światłem widzialnym/UV (patrz Sekcja 3.5.1.3.8);
- techniki odzyskiwania i usuwania cząstek stałych wykorzystujące:
 - komory osadcze/separatory grawitacyjne (patrz Sekcja 3.5.1.4.2);
 - cyklony (patrz Sekcja 3.5.1.4.3);
 - filtry elektrostatyczne (patrz Sekcja 3.5.1.4.4);
 - mokre płuczki pyłowe (patrz Sekcja 3.5.1.4.5);
 - filtr tkaninowy (patrz Sekcja 3.5.1.4.6);

- filtr ceramiczny i metalowy (patrz Sekcja 3.5.1.4.7);
 - filtr katalityczny (patrz Sekcja 3.5.1.4.8);
 - dwustopniowy filtr pyłowy (patrz Sekcja 3.5.1.4.9);
 - filtr absolutny (patrz Sekcja 3.5.1.4.10);
 - wysokowydajny filtr powietrza (HEAF) (patrz Sekcja 3.5.1.4.11);
 - filtr mgły (patrz Sekcja 3.5.1.4.12);
- techniki odzyskiwania i usuwania gazów odlotowych z procesów spalania:
 - wtrysk suchego sorbentu (patrz Sekcja 3.5.1.5.2);
 - wtrysk półsuchego sorbentu (patrz Sekcja 3.5.1.5.2);
 - wtrysk mokrego sorbentu (patrz Sekcja 3.5.1.5.2);
 - selektywna redukcja niekatalityczna NO_x (SNCR) (patrz Sekcja 3.5.1.5.3);
 - selektywna redukcja katalityczna NO_x (SCR) (patrz Sekcja 3.5.1.5.3);
 - nieselektywna redukcja katalityczna NO_x i N₂O (patrz Sekcja 3.5.1.5.4);
 - spalanie w pochodni ze względów bezpieczeństwa lub nierutynowe warunki eksploatacji (patrz sekcja 3.5.1.6).

Większość wyżej wymienionych technik odzyskiwania/usuwania można wykorzystać do zapobiegania lub ograniczania/minimalizowania emisji substancji zapachowych (patrz Sekcja 3.5.5).

Większości technik oczyszczania nie można po prostu sklasyfikować jako technik odzyskiwania/usuwania, ponieważ odzyskanie zanieczyszczeń zależy od zastosowania dodatkowych etapów separacji.

Niektóre z opisanych technik są pojedynczymi operacjami i/lub procesami, inne stosuje się tylko jako drugorzędowe metody wstępnego oczyszczania, aby uniknąć uszkodzenia głównych urządzeń do oczyszczania lub po prostu przyjmują one rolę filtra wstępnego lub stosuje się je jako etap oczyszczania końcowego. Inne można wykorzystać zarówno jako technologię indywidualną, jak i drugorzędową. Przykłady podano w poniższych sekcjach.

Większość technik oczyszczania gazów odlotowych wymaga dalszego oczyszczania, zarówno w przypadku powstawania ścieków, jak i gazów odlotowych wytwarzanych podczas procesu i/lub usuwania odpadów stałych. Ten problem zostanie omówiony dalej w odpowiednich sekcjach.

Tabela 3.147 przedstawia przegląd technik oczyszczania gazów odlotowych typu „końca rury” opisanych w dalszych sekcjach w odniesieniu do zanieczyszczeń, które mają zostać odzyskane lub zredukowane.

Tabela 3.147: Przegląd technik oczyszczania gazów odlotowych w odniesieniu do zanieczyszczeń, które mają zostać zredukowane

Zasada działania	Technika	Usuwane zanieczyszczenia											Sekcja w niniejszym dokumencie
		Suche pyły	Mokre pyły	Kropelki / aerozole	LZO	SO ₂	H ₂ S	NO _x	NH ₃	HCl/HF	Metale ciężkie	Dioksyny / furany	
Oddzielanie grawitacyjne	Komora osadcza/separator grawitacyjny	◆	◆	+									3.5.1.4.2
	Cyklony	◆	◆										3.5.1.4.3
Przemywanie pyłu	Mokra płuczka pyłowa	◆	◆		+	+	+		+	+			3.5.1.4.5
	Wieża natryskowa	◆	◆		+	+	+		+	+			3.5.1.4.5
	Płuczka Venturiego	◆	◆		+	+	+		+	+			3.5.1.4.5
Filtracja	Suchy ESP	◆	◆										3.5.1.4.4
	Mokry ESP	◆	◆										3.5.1.4.4
	Filtr tkaninowy	◆											3.5.1.3.5
	Filtr ceramiczny i metalowy	◆				+		+		+			3.5.1.4.7
	Filtracja katalityczna	◆			+					+		◆	3.5.1.4.8
	Dwustopniowy filtr pyłowy	◆											3.5.1.4.9
	Filtr absolutny (HEPA)	◆									◆		3.5.1.4.10
	Wysokowydajny filtr powietrza (HEAF)			◆									3.5.1.4.11
Kondensacja	Filtr mgły		◆	◆									3.5.1.4.12
	Kondensator				◆				◆				3.5.1.2.2
Adsorpcja	Kondensacja kriogeniczna				◆								3.5.1.2.2
	Adsorpcja (ogólnie)				◆							◆	3.5.1.2.3
	Adsorpcja (na węglu aktywnym)				◆		◆				◆	◆	3.5.1.2.3
	Adsorpcja (na zeolitach)				◆				◆				3.5.1.2.3
	Adsorpcja (na polimerach)				◆								3.5.1.2.3
	Suchy wtrysk sorbentu					◆				+			3.5.1.5.2
	Półsuchy (lub półmokry) wtrysk sorbentu					◆				+			3.5.1.5.2
Absorpcja	Mokry wtrysk sorbentu					◆				+			3.5.1.5.2
	Mokra płuczka gazowa	+	+		◆	◆			◆	◆			3.5.1.2.4
	Kwaśna płuczka gazowa	+	+		◆	◆			◆				3.5.1.2.4
Procesy biologiczne	Zasadowa płuczka gazowa	+	+		◆	◆	◆			◆			3.5.1.2.4
	Biofiltracja				◆		+		◆				3.5.1.3.1
	Przemywanie biologiczne				◆		+		◆				3.5.1.3.2

Zasada działania	Technika	Usuwane zanieczyszczenia										Sekcja w niniejszym dokumencie	
		Suche pyły	Mokre pyły	Kropelki / aerozole	LZO	SO ₂	H ₂ S	NO _x	NH ₃	HCl/HF	Metale ciężkie		Dioksyny / furany
	Złoże biologiczne zraszane				◆		✦		◆				3.5.1.3.3
	Ruchome złoże biologiczne zraszane				◆		✦						3.5.1.3.4
Dopalenie termiczne	Dopalacz termiczny				◆								3.5.1.3.5
	Dopalacz katalityczny				◆								3.5.1.3.6
	Spalanie w pochodni				◆								3.5.1.6
Utlenianie na zimno	Jonizacja				◆								3.5.1.3.7
	Utlenianie światłem				◆		◆		◆				3.5.1.3.8
Redukcja chemiczna	Selektywna redukcja niekatalityczna (SNCR)							◆					3.5.1.5.3
	Selektywna redukcja katalityczna (SCR)							◆					3.5.1.5.3
	Nieselektywna redukcja katalityczna (NSCR)				✦			◆					3.5.1.5.4
Inne techniki	Separacja membranowa				◆			◆					3.5.1.2.1
	Odzyskiwanie NO _x z gazów odlotowych							◆					3.5.1.5.5

Uwaga: ◆ = głównym celem tej techniki jest usuwanie określonego(ych) zanieczyszczenia(ń). ✦ = głównym celem tej techniki nie jest usuwanie określonych zanieczyszczeń, ale te zanieczyszczenia są również, w niektórych przypadkach, częściowo usuwane za pomocą tej techniki.

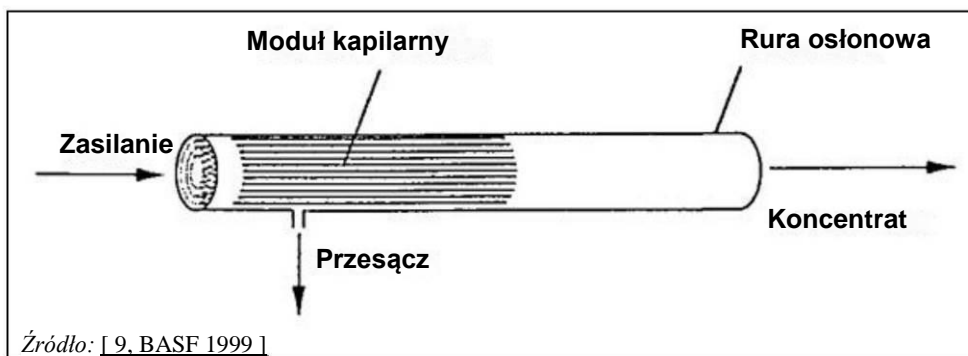
3.5.1.2 Techniki odzyskiwania/usuwania LZO i związków nieorganicznych

3.5.1.2.1 Separacja membranowa

Opis

Membranowa separacja gazów uwzględnia selektywną przepuszczalność par organicznych podczas przenikania przez membranę. Pary organiczne mają znacznie większą szybkość przenikania niż tlen, azot, wodór lub dwutlenek węgla (od 10 do 100 razy większą) [14, Hydrocarbon Processing 1998]. Strumień gazów odlotowych jest sprężany i przepuszczany przez membranę. Wzbogacony przesącz można odzyskać metodami takimi jak kondensacja (patrz Sekcja 3.5.1.2.2) lub adsorpcja (patrz Sekcja 3.5.1.2.3), lub można go zredukować, np. przez dopalanie katalityczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.6). Proces jest najbardziej odpowiedni dla wyższych stężeń par. W większości przypadków konieczne jest dodatkowe oczyszczanie w celu osiągnięcia poziomów stężeń wystarczająco niskich do dokonania zrzutu [20, HMIP 1994].

Separatory membranowe są zaprojektowane jako moduły, np. jako moduły kapilarne (patrz Rysunek 3.54), wytwarzane jako warstwa polimerowa.

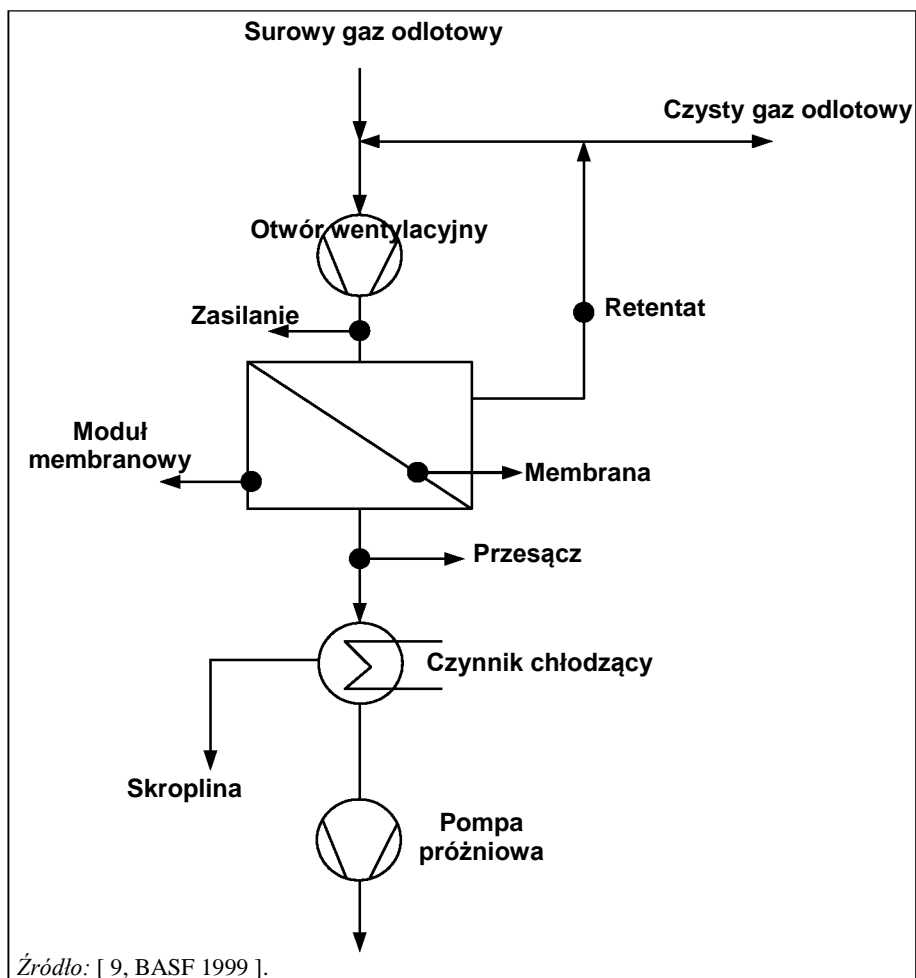


Rysunek 3.54: Typowy moduł membrany kapilarnej

Układ membrany zmienia się w zależności od dostawcy (np. płaskie membrany, membrany z włókna lumenizowanego). Materiał membran może również się różnić (np. membrany organiczne i nieorganiczne). Wyboru układu membrany dokonuje się w oparciu o właściwości gazu odlotowego, który ma być poddany oczyszczaniu (np. temperatura, ciśnienie) [176, Schenk i wsp. 2009].

Układ separacji membranowej składa się z (patrz Rysunek 3.55):

- modułów membranowych;
- sprężarki;
- stacji odzysku (na przykład skraplacz, adsorber);
- otworów wentylacyjnych i kanałów;
- ewentualnie drugiego etapu do dalszego oczyszczania.

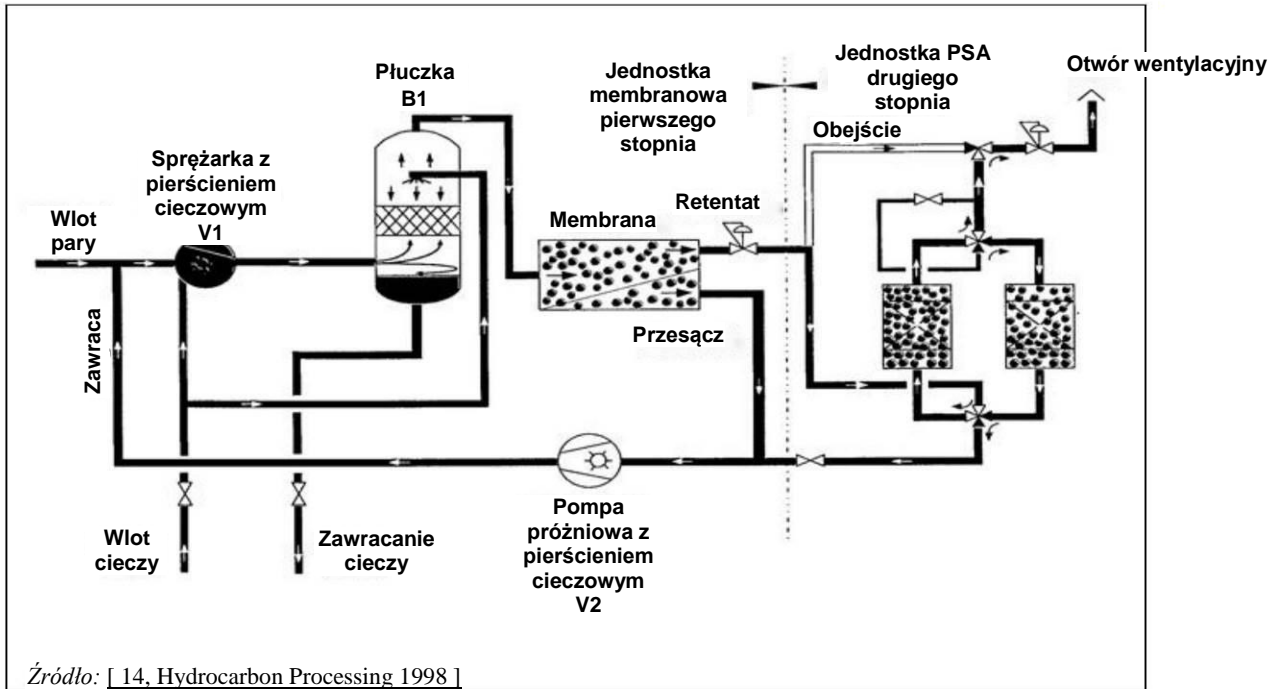


Rysunek 3.55: Powszechny system separacji membranowej

Aby uzyskać niezbędną różnicę ciśnień między stroną zasilającą a stroną przesączu membrany (0,1-1 MPa), system działa poprzez nadciśnienie po stronie zasilania, poprzez podciśnienie (około 0,2 kPa) po stronie przesączu lub poprzez oba mechanizmy [9, BASF 1999].

Podczas wzrostu stężenia par w jednostce membranowej poziom stężenia może wzrosnąć od wartości niższej do wyższej niż granica wybuchowości, a tym samym wytworzyć mieszaninę wybuchową. Bezpieczeństwo jest zatem decydującą kwestią, którą należy uwzględnić.

Przykład procesu separacji membranowej stosowanego jako układ do odzyskiwania oparów (VRU) przedstawiono na Rysunku 3.56. Tutaj drugi etap oczyszczania (PSA, patrz Sekcja 3.5.1.2.3) poprawia emisję zgodnie z określonymi wymaganiami dotyczącymi emisji. Technologia ta jest dobrze dostosowana do systemów o dużej objętości par ze względu na zastosowanie sprężarki na wlocie do jednostki membranowej [113, COM 2006]. Tam gdzie wcześniejsza objętość par jest mała, np. ładowanie autocysterny, powszechną praktyką jest instalowanie zbiornika par o zmiennej objętości na wlocie do VRU.



Rysunek 3.56: Zastosowanie procesu separacji membranowej używanego jako układ do odzyskiwania oparów (VRU)

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z separacją membranową przedstawiono w Tabeli 3.148

Tabela 3.148: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z separacją membranową

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)
LZO	Do 99,9	150-300

⁽¹⁾ Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków roboczych; przedstawione wyniki są oparte na średnich półgodzinnych.
⁽²⁾ Podane poziomy emisji oznaczają wartości osiągnięte w niektórych instalacjach przemysłowych w normalnych warunkach roboczych; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków roboczych, podane wartości w przypadku uzyskiwania zezwolenia należy stosować z dużą ostrożnością.
 Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009]

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z separacją membranową przedstawiono w Tabeli 3.149

Tabela 3.149: Materiały eksploatacyjne związane z separacją membranową

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Materiał membrany	NI	Membrany należy okresowo wymieniać, chociaż teoretycznie mają one bardzo długi okres użytkowania. Gwarancja na okres użytkowania membran wynosi często pięć lat ⁽¹⁾
Czynnik chłodniczy	NI	–
Energia (kWh/1000 Nm ³)	250 ⁽¹⁾ -300 ⁽¹⁾	W tym energia elektryczna do wentylatora
Spadek ciśnienia (MPa)	0,1-1 ⁽²⁾	–

⁽¹⁾ [176, Schenk i wsp. 2009].
⁽²⁾ [9, BASF 1999].
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Separacja membranowa wymaga podwójnego zestawu urządzeń do przemieszczania par, np. pompy próżniowej z pierścieniem cieczowym i sprężarki, więc istnieje możliwość dużego zużycia energii.

Separację membranową często stosuje się jako etap zatężania w celu ułatwienia dalszego odzyskiwania lub oczyszczania, taki jak:

- wzbogacenie LZO w fazie gazowej, co zwiększa temperaturę punktu rosy strumienia gazów odlotowych, dzięki czemu późniejsze skraplanie przebiega szybciej, co umożliwia oszczędność nakładów finansowych;
- spopielanie wzbogaconego strumienia gazów odlotowych, co zmniejsza zapotrzebowanie na dodatkowe paliwo.

LZO z procesów separacji membranowej zwykle zawraca się i po faktycznym procesie membranowym nie pozostają żadne pozostałości. Może on jednak powodować powstawanie odpadów w następnym etapie obróbki, w zależności od zastosowanej techniki. Emisje resztkowe mogą powstać z wody chłodzącej lub z oczyszczanego strumienia gazów odlotowych. Te strumienie gazu są uwalniane do atmosfery przez pion kanalizacyjny lub do kolejnego etapu oczyszczania gazów odlotowych, takiego jak adsorpcja lub spopielanie.

Dane robocze

Konstrukcja i konserwacja [176, Schenk i wsp. 2009]

Konstrukcja systemu separacji membranowej opiera się na przepływie gazów odlotowych, które mają być poddane oczyszczaniu, stężeniu i rodzaju zanieczyszczeń w gazach odlotowych, rodzaju zastosowanej membrany (ciśnienia powierzchniowego) i stopniu odzysku materiału. Wymagana jest prosta zasada mechaniczna i niewielka konserwacja. Na etapie projektowania należy uwzględnić wartości LEL, aby zapobiec ryzyku wybuchu.

Monitorowanie

Wydajność systemu separacji membranowej określa się, monitorując stężenie LZO przed i po przejściu przez system membranowy. LZO można zmierzyć jako węgiel ogólny za pomocą detektora płomieniowo-jonizacyjnego. Wydajność poprawia się, kontrolując stężenie LZO po obu stronach membrany. Ze względów bezpieczeństwa należy starannie kontrolować stosunek LZO/tlen (ryzyko wybuchu).

Możliwość zastosowania

Separację membranową stosuje się w przemyśle chemicznym, przemyśle petrochemicznym i w przemyśle farmaceutycznym itd. w celu odzyskiwania par rozpuszczalników z gazów odlotowych. Przykłady obejmują [14, Hydrocarbon Processing 1998] odzyskiwanie:

- monomerów olefinowych ze strumieni odgazowujących żywicę poliolefinową;
- chlorku winylu z produkcji PCW;
- par rozpuszczalników i węglowodorów z napełniania zbiorników.

Do związków możliwych do odzyskania należą alkanany, olefiny, związki aromatyczne, chlorowane węglowodory, alkohole, eter, ketony i estry.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.150

Tabela 3.150: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z separacją membranową

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	W zależności od powierzchni membrany, znane są pojemności 210-3000 Nm ³ /h
Temperatura	Temperatura otoczenia, zależna od materiału membrany
Ciśnienie (bary)	Zależnie od materiału membrany ~ 3,5 (do 100 przy membranach nieorganicznych)
Spadek ciśnienia (bary)	1-10
Zawartość pyłu	Bardzo niska; pył może uszkodzić powierzchnię membrany, dlatego należy wcześniej uzyskać bardzo niskie stężenia pyłu
stężenie LZO	Od strumieni rozcieńczonych do stężonych (zawierających do 90% LZO); można oczyszczać wysokie stężenia
Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.151

Tabela 3.151: Zalety i wady związane z separacją membranową

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Możliwe jest ponowne wykorzystanie surowca • Działanie samo w sobie jest proste; wymagana jest niewielka konserwacja • Proces nie powoduje powstawania odpadów 	<ul style="list-style-type: none"> • Konieczny jest kolejny etap obróbki i/lub oczyszczania • Ryzyko wybuchu • Nadaje się tylko do dużych - ustalonych - wcześniejszych objętości par z uwagi na potencjalne problemy z bezpieczeństwem ze sprężarką wlotową

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z separacją membranową przedstawiono w Tabeli 3.152

Tabela 3.152: Aspekty ekonomiczne związane z separacją membranową

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne	345000 EUR	Dla systemu oczyszczania 200 Nm ³ /h
Koszty eksploatacji: Robocizna Infrastruktura techniczna	< 50 EUR	Na 1000 Nm ³ /h
	1500 EUR/rok	4 dni na rok
	60000 EUR/rok dla 1000 Nm ³ /h	-
Parametry określające koszty	Przepływ gazu, techniczny okres użytkowania membrany, wymagany stopień odzysku materiału, wymagane stężenie końcowe	
Korzyści	Potencjalne odzyskiwanie materiału	
Uwaga: NI = Brak informacji. Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].		

Parametry istotne z punktu widzenia kosztów to szybkość przepływu gazów odlotowych i techniczny okres użytkowania membrany. Przychodem są odzyskane LZO.

Koszty systemu różnią się w zależności od pożądanego docelowego poziomu odzysku, wydajności i konstrukcji. Podaje się, że okresy zwrotu z inwestycji z osiągnięciem produktów o wysokiej wartości wynoszą w korzystnych warunkach od czterech miesięcy do jednego roku [14, Hydrocarbon Processing 1998]. Z drugiej strony może nie być żadnego zwrotu. Połączenie z innym procesem (np. adsorpcją lub absorpcją) może okazać się bardziej opłacalne niż jednoetapowa separacja membranowa.

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową dla wdrożenia jest odzyskiwanie materiału.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko stosowana w przemyśle (petro)chemicznym, jak również w innych sektorach, takich jak rafinerie.

Literatura źródłowa

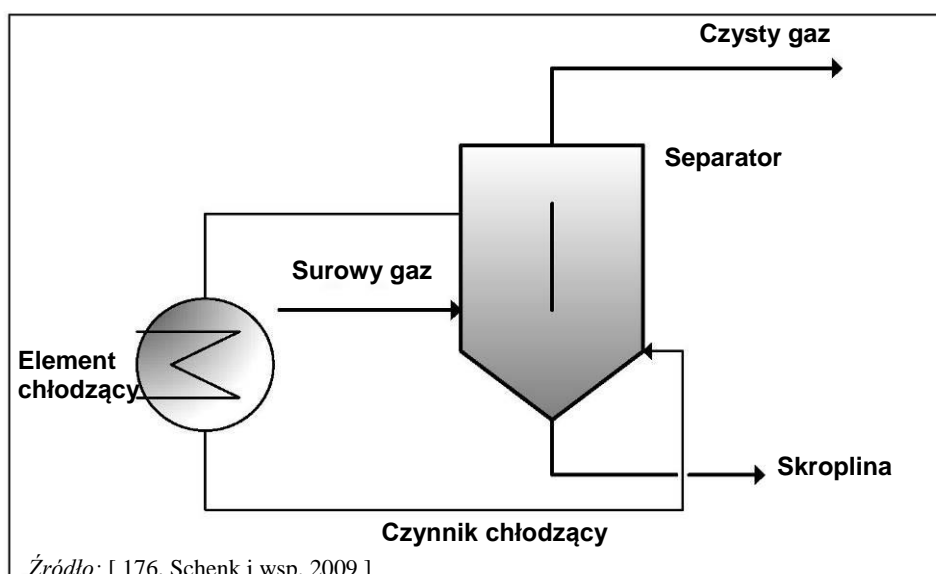
[9, BASF 1999] [14, Hydrocarbon Processing 1998] [20, HMIP 1994] [113, COM 2006] [176, Schenk i wsp. 2009]

3.5.1.2.2 Kondensacja i kondensacja kriogeniczna**Opis**

Kondensacja jest techniką, która eliminuje pary rozpuszczalników ze strumienia gazów odlotowych poprzez obniżanie temperatury poniżej punktu rosy. Istnieją różne metody kondensacji, w zależności od zakresu temperatury roboczej i obejmują one:

- kondensację z czynnikiem chłodniczym, dla temperatury skraplania do około 25 °C;
- kondensacja z czynnikiem oziębiającym, dla temperatury skraplania do około 2 °C;
- kondensacja z solanką, dla temperatury skraplania do około -10 °C;
- kondensacja z amoniakiem i solanką, dla temperatury kondensacji do około -40 °C (jednoetapowa) lub -60 °C (dwuetapowa);
- kondensacja kriogeniczna, dla temperatury skraplania do około -120 °C, w praktyce często stosowana w zakresie od -40 °C do -80 °C w urządzeniu kondensacyjnym;
- kondensacja w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym.

Kondensację przeprowadza się za pomocą bezpośredniego chłodzenia (tj. kontaktu między gazem a cieczą chłodzącą) lub pośredniego chłodzenia (tj. chłodzenia za pomocą wymiennika ciepła) (patrz Rysunek 3.57). Preferowana jest kondensacja pośrednia, ponieważ kondensacja bezpośrednia wymaga dodatkowego etapu separacji. Systemy odzyskiwania są różne, począwszy od prostych, pojedynczych skraplaczy do bardziej złożonych systemów z wieloma skraplaczami zaprojektowanych w celu maksymalizacji odzyskiwania energii i par [12, ETBPP 1996].



Rysunek 3.57: Układ skraplacza

Konstrukcja i działanie skraplaczy w dużym stopniu zależy od czynnika chłodniczego stosowanego w procesie. Przykład obejmuje urządzenie do kondensacji chłodzonej cieczą (tj. niekriogeniczną), które jest obsługiwane za pomocą konwencjonalnego płaszczowo-rurowego wymiennika ciepła typu lub spiralnego wymiennika ciepła.

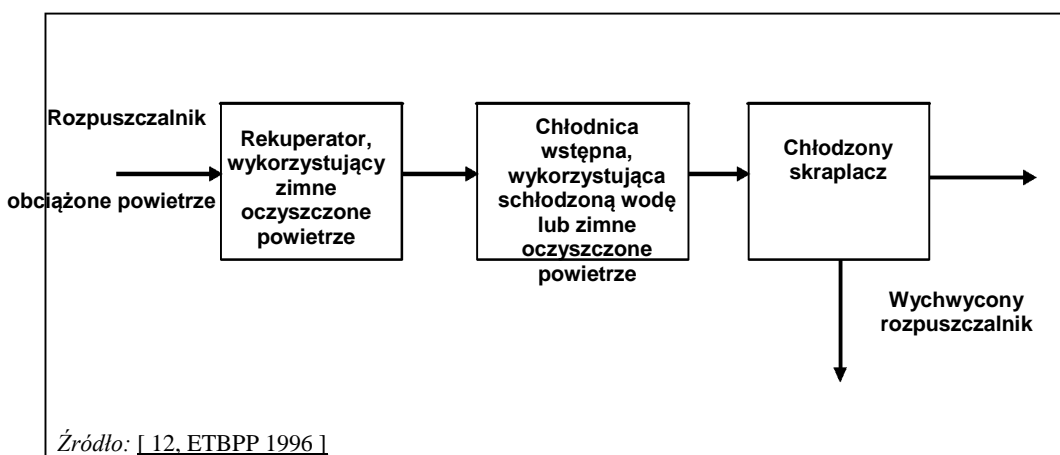
Konwencjonalny płaszczowo-rurowy wymiennik ciepła

[12, ETBPP 1996] Konwencjonalny płaszczowo-rurowy wymiennik ciepła jest albo chłodzony wodą albo chłodzony powietrzem. Wydajność kondensacji można poprawić dzięki dwuetapowej eksploatacji, wykorzystując wodę w pierwszym etapie i schłodzoną ciecz (wodę, solankę itd.) jako czynnik chłodniczy w drugim etapie. Taki dwustopniowy system składa się z (patrz Rysunek 3.58):

- rekuperatora, wykorzystującego zimny oczyszczony strumień gazu jako czynnik chłodzący;
- chłodnicy wstępnej do dalszego chłodzenia, wykorzystującej schłodzoną wodę lub strumień zimnego oczyszczonego gazu;
- głównego skraplacza chłodziarki;
- otworów wentylacyjnych i kanałów.

Inna opcja obejmuje częściową kondensację w nieco wyższej temperaturze, a następnie usunięcie pozostałych LZO ze strumienia gazu inną techniką, taką jak adsorpcja (patrz Sekcja 3.5.1.2.3).

Aby zminimalizować powstawanie mgły, można zastosować szereg skraplaczy, a także odemglacz wspomagany redukcją prędkości gazu w skraplaczu.



Źródło: [12, ETBPP 1996]

Rysunek 3.58: Dwustopniowy układ skraplania

Spiralny wymiennik ciepła

[12, ETBPP 1996] Spiralny wymiennik ciepła składa się zasadniczo z dwóch długich pasków płyty owiniętych z utworzeniem pary koncentrycznych spiralnych kanałów. Czynnik chłodniczy wchodzi przez obwodową dyszę, przechodzi spiralnie do środka i wychodzi, przez rurę, do dyszy na obrzeżu. Pary z procesu wchodzi przez dno skraplacza i przepływają w górę w przepływie krzyżowym.

Jeżeli stosuje się chłodnie kominowe i/lub wodę powierzchniową, wymienniki ciepła mogą wykazywać tendencję do zanieczyszczenia, co wymaga programów płukania i/lub oczyszczania wody chłodzącej.

W obecności związków kwasowych lub zasadowych można rozważyć system recyrkulacji, który zawiera dawkę kwasu lub zasady.

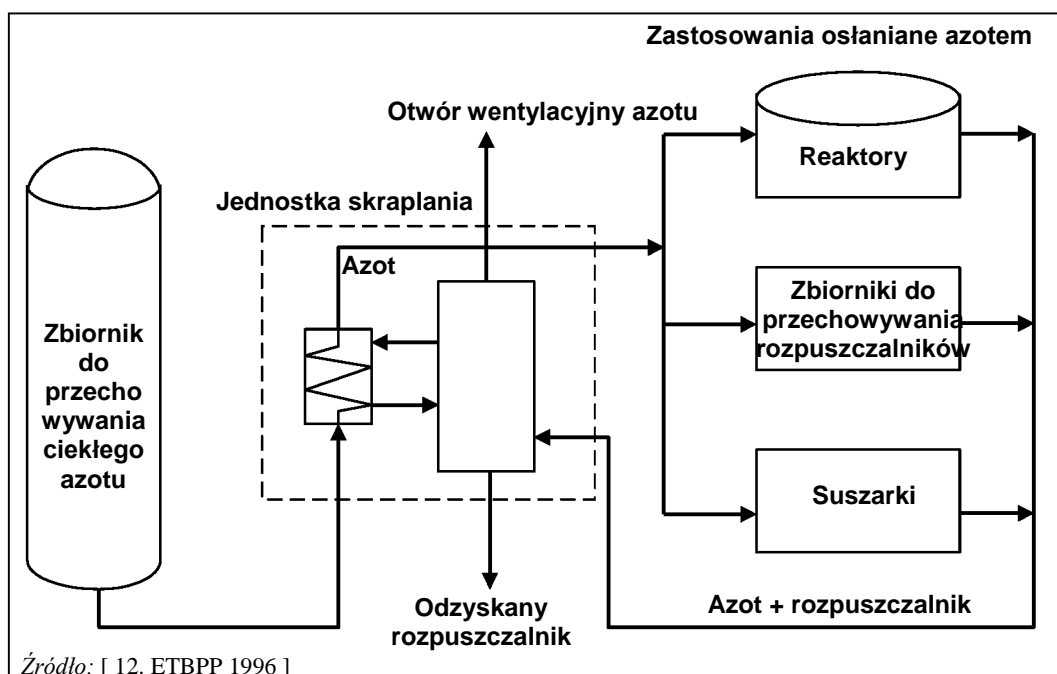
Kondensacja kriogeniczna

Kondensację kriogeniczną prowadzi się stosując odparowanie ciekłego azotu jako czynnika chłodniczego w celu skroplenia par LZO na powierzchni skraplacza. Odparowany azot stosuje się w celu zapewnienia obojętnej osłony.

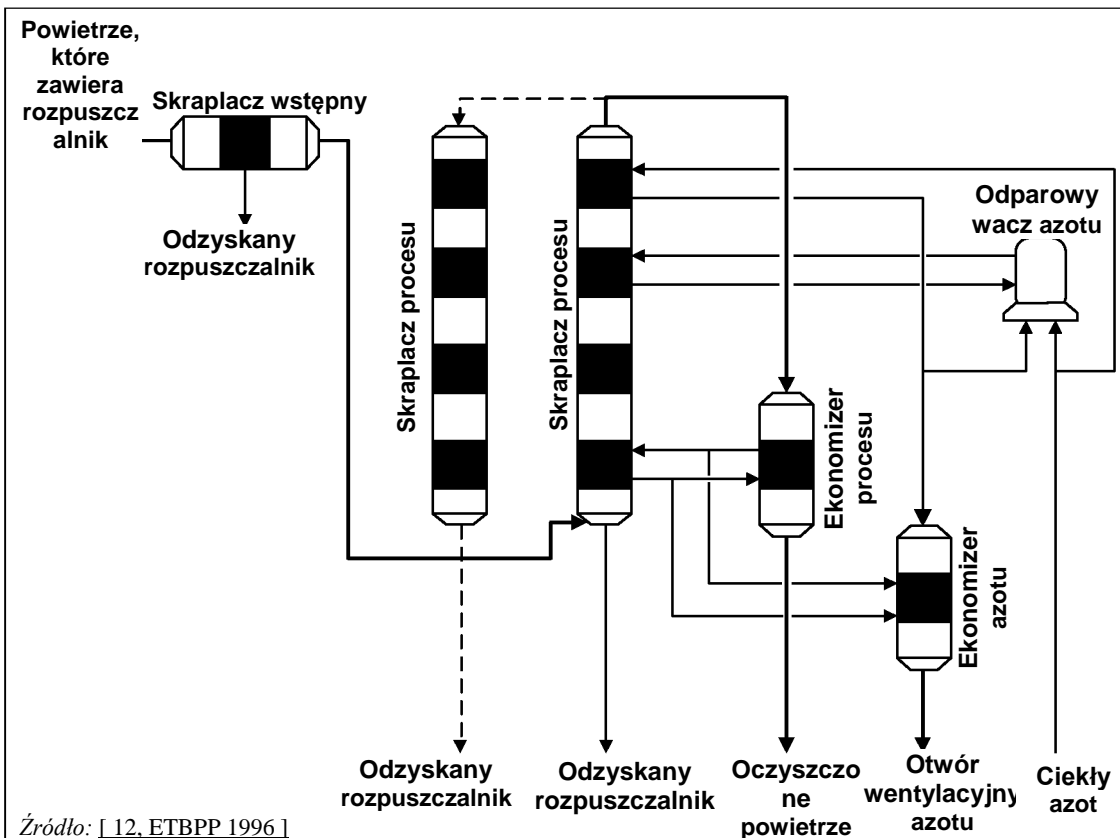
System kondensacji kriogenicznej składa się z:

- wstępnego skraplacza, wykorzystującego schłodzoną wodę lub glikol;
- głównego skraplacza(y) procesu;
- ekonomizera procesu;
- ekonomizera azotu;
- odparowywacza azotu;
- niezbędnych otworów wentylacyjnych i kanałów.

Wariantem jest kondensacja w atmosferze obojętnej, tj. azotu, w celu umożliwienia, aby strumień gazu zawierał wyższe stężenia LZO. Przykłady kondensacji kriogenicznej podano na Rysunku 3.59 i Rysunku 3.60.



Rysunek 3.59: Zintegrowany system odzyskiwania kondensatu kriogenicznego z typową operacją osłaniania azotem



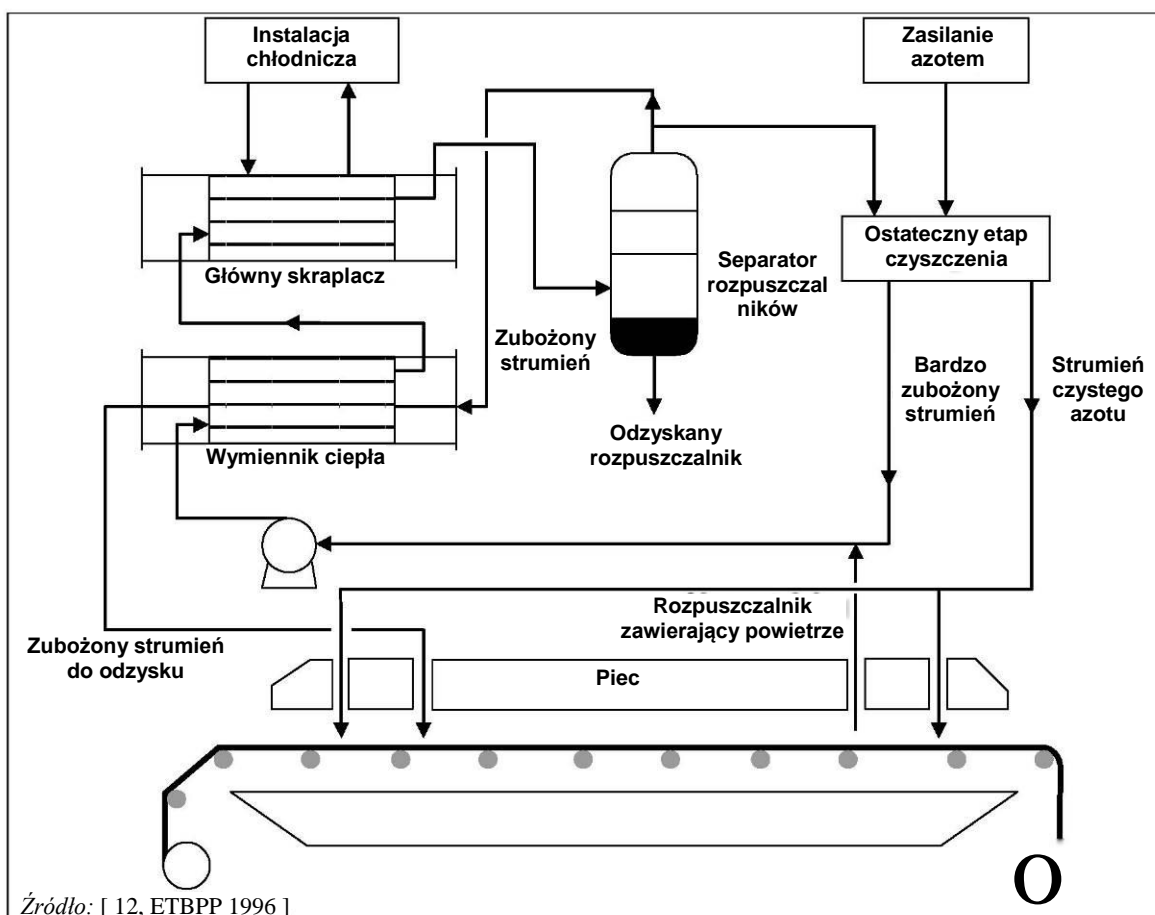
Rysunek 3.60: System odzyskiwania kriogenicznego w atmosferze obojętnej

Kondensacja w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym.

Kondensacja w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym jest przeznaczona dla systemów układu zamkniętego o wysokich stężeniach par. Stała objętość gazu obojętnego - na ogół azotu - jest w sposób ciągły zawracana do obiegu wokół pieca i jednostki skraplania. Część mieszaniny azotu/pary jest wciągana w sposób ciągły do modułu odzyskiwania, gdzie szereg wymienników ciepła chłodzi i skrapla pary [12, ETBPP 1996].

Typowy układ kondensacji w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym składa się z (patrz Rysunek 3.61):

- wymiennika ciepła, wstępnie chłodzącego strumień gazu;
- głównego skraplacza, chłodzonego mechanicznie do tak niskich temperatur jak $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$;
- separatora rozpuszczalników i zasilania azotem.



Rysunek 3.61: Typowy układ kondensacji w atmosferze gazu obojętnej w układzie zamkniętym

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska związane z kondensacją i kondensacją kriogeniczną podano w Tabeli 3.153 i Tabeli 3.154

Kondensacja z czynnikiem chłodniczym

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z kondensacją przedstawiono w Tabeli 3.153

Tabela 3.153: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z kondensacją

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziomy emisji (mg/Nm ³)	Uwagi
Odory	60-90 ⁽¹⁾	NI	–
Amoniak	80-90 ⁽¹⁾	NI	Początkowo 200-1000 mg/Nm ³
Pyły	80-90 ⁽¹⁾	NI	–

⁽¹⁾ W zależności od konkretnej konfiguracji i warunków roboczych.
 Uwaga: NI = Brak informacji.
 Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].

Kondensacja kriogeniczna

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z kondensacją kriogeniczną przedstawiono w Tabeli 3.154

Tabela 3.154: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z kondensacją kriogeniczną

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziomy emisji (mg/Nm ³)	Uwagi
Toluen	NI	< 100 ⁽¹⁾	W -65 °C. Początkowo 20-1000 mg/Nm ³
Keton etylowo-metylowy	NI	< 150 ⁽¹⁾	W -75 °C, Początkowo 20-1000 mg/Nm ³
Aceton	NI	< 150 ⁽¹⁾	W -86 °C, Początkowo 20-1000 mg/Nm ³
Metanol	NI	< 150 ⁽¹⁾	W -60 °C, Początkowo 20-1000 mg/Nm ³
Dichlorometan	NI	< 20 ⁽²⁾	–
LZO	> 99 ⁽²⁾	< 150 ⁽²⁾	Początkowo do 1000 g/Nm ³

⁽¹⁾ [11. InfoMil 1999].
⁽²⁾ Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji i warunków roboczych; przedstawione wyniki są oparte na średnich półgodzinnych [176. Schenk i wsp. 2009].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z kondensacją i kondensacją kriogeniczną podano w Tabeli 3.155 i Tabeli 3.156

Kondensacja z czynnikiem chłodniczym

Tabela 3.155: Materiały eksploatacyjne związane z kondensacją

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Czynnik chłodniczy. woda. solanka. amoniak-solanka)	NI	W dużym stopniu zależny od poszczególnych zastosowań
Energia tkWh/1000 Nm ³)	NI	Otwory wentylacyjne. pompy.
Spadek ciśnienia tkPa)	0,1-0,2 ⁽¹⁾	–
Inhibitory korozji	NI	–
Biocydy	NI	Aby zapobiec wzrostowi mikroorganizmów

⁽¹⁾ [11. InfoMil 1999].
Uwaga: NI = Brak informacji.

Ilość ścieków wytwarzanych przez instalację kondensacji jest wprost proporcjonalna do ilości skropliny, która z kolei jest wprost proporcjonalna do zawartości wilgoci i wybranej temperatury chłodzenia. Typowe zakresy zawartości kondensatu to:

- kondensacja LZO: 200-1000 mg/l ChZT;
- kondensacja amoniaku/amin: 400-2000 mg/l Kjeldahl-N.

Kondensacja kriogeniczna**Tabela 3.156: Materiały eksploatacyjne związane z kondensacją kriogeniczną**

Material eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Azot jako czynnik chłodniczy	10-15 kg/kW chłodzenie ^(1,2)	Zależy od projektu instalacji, rodzaju rozpuszczalnika itd.
Energia (kWh/1000 Nm ³)	70 ⁽²⁾	Jeżeli chłodzenie odbywa się za pomocą kompresyjnego układu chłodzenia. W zależności od układu chłodzenia i temperatury tłumienia.
Spadek ciśnienia (kPa)	2-5 ⁽³⁾	-
⁽¹⁾ [12, ETBPP 1996]. ⁽²⁾ [176, Schenk i wsp. 2009]. ⁽³⁾ [11, InfoMil 1999]. Uwaga: NI = Brak informacji.		

Inne materiały eksploatacyjne to:

- para wodna jako czynnik rozmrażający, gdy skraplacz jest zamrożony z powodu wilgoci w strumieniu gazów odlotowych;
- wolne od wilgoci sprężone powietrze do operacji pneumatycznych.

Kondensat można ponownie użyć, przetworzyć lub zutylizować jako odpad ciekły.

Zużycie ciekłego azotu dzieli się na:

- działanie w trybie gotowości (w celu utrzymania temperatury);
- ochładzanie napływającego strumienia gazu w celu skroplenia.

Po procesie kondensacji nadal występują umiarkowanie wysokie stężenia LZO, które mogą wymagać dalszego oczyszczania (np. adsorpcji lub spopielania).

Stosowanie urządzeń w bardzo niskich temperaturach może spowodować obrażenia personelu w przypadku narażenia na działanie czynnika chłodzącego (np. skroplonego azotu) lub w przypadku wycieku odzyskanego produktu. Wiele lekkich węglowodorów tworzy stałe hydraty w temperaturach poniżej temperatury otoczenia, które mogą powodować zablokowanie skraplacza i połączonego z nim układu rurociągów. Problemy z polimeryzacją mogą również wymagać rozwiązania [113, COM 2006].

Kondensacja w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym**Tabela 3.157: Materiały eksploatacyjne związane z kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym**

Material eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Azot jako gaz obojętny, do awaryjnego oczyszczania i/lub chłodzenia (t/dzień)	1-2 ⁽¹⁾	-
Energia (kWh/1000 Nm ³)	NI	Otwory wentylacyjne, pompy, urządzenia
Spadek ciśnienia (kPa)	NI	-
⁽¹⁾ [12, ETBPP 1996]. Uwaga: NI = Brak informacji.		

Dane robocze

Konstrukcja i konserwacja [176, Schenk i wsp. 2009]

W przypadku kondensacji kriogenicznej można uzyskać prawie każdy poziom emisji, o ile chłodzenie jest wystarczająco mocne. W praktyce temperatura rzadko jest niższa niż $-95\text{ }^{\circ}\text{C}$, ze średnią temperaturą między $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ostateczne wymiarowanie opiera się na dokładnej ocenie efektywności redukcji, pozostałej emisji i ilości odzyskanych LZO z jednej strony oraz kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych, w tym zużycia azotu, z drugiej strony. Większość systemów stosuje się przy względnie niewielkich przepływach gazu (do $50\text{ Nm}^3/\text{h}$) i dla oczyszczania emisji okresowych, dla których system pozostaje w gotowości przez większość czasu pracy. Systemy działające w sposób ciągły większe niż $250\text{ Nm}^3/\text{h}$ są mniej powszechne; największe jednostki w budownictwie mają zasięg około $500\text{ Nm}^3/\text{h}$. Dla zastosowań większych niż $1000\text{ Nm}^3/\text{h}$ temperatury skraplania są ograniczone do $-30\text{ }^{\circ}\text{C}$. Systemy są zwykle zaprojektowane tak, aby osiągnąć wydajność wynoszącą co najmniej 99%. Jeśli to konieczne, następnie stosuje się technikę adsorpcji (np. węgiel aktywny i zeolity) w celu spełnienia dopuszczalnych wielkości emisji.

Monitorowanie

Skuteczność układu skraplania jako układu oczyszczania powietrza można określić przez monitorowanie stężenia związków, które mają zostać zredukowane (np. par rozpuszczalnika) przed i po przejściu przez układ skraplania. LZO można zmierzyć jako węgiel ogólny, z wyłączeniem cząstek stałych, za pomocą detektora płomieniowo-jonizacyjnego. Efektywność redukcji emisji zapachowych określa się, pobierając próbki losowe w odpowiednich punktach pobierania próbek, a następnie analizując je za pomocą olfaktometrii (zwykle rejestruje się warunki robocze zakładu/ instalacji /jednostki w momencie pobierania próbek losowych w celu umożliwienia dalszej analizy przyczyny emisji zapachowych i możliwości ich redukcji). Amoniak można oznaczyć chemicznie, gdy jest mokry. Pomiar stężenia pyłu powinien odbywać się w warunkach izokinetycznych [176, Schenk i wsp. 2009]. Systemy kriogeniczne wymagają monitorowania spadku ciśnienia.

Systemy kriogeniczne wykorzystują standardowe programowalne sterowniki logiczne do sterowania zapotrzebowaniem na azot w celu chłodzenia. Automatyczna praca instalacji powinna być możliwa, pod warunkiem, że alarmy są ustawione zgodnie z wymaganiami, a operatorzy przeprowadzają rutynowe kontrole podczas każdej zmiany. W przypadku tworzenia się lodu skraplacz należy regularnie odmrażać. Można to wykonać przez okresowe odmrażanie lub odmrażanie w zależności od ilości lodu na skraplaczu. System może być w pełni zautomatyzowany. Należy sprawdzać spadek ciśnienia, aby zapobiegać wyciekom [176, Schenk i wsp. 2009].

Dodatkowo w systemach obiegu gazu obojętnego przeprowadza się analizę tlenu w celu zapewnienia, że atmosfera gazu obojętnego zawierająca mniej niż 5% tlenu jest utrzymywana - ze względów bezpieczeństwa - w strumieniu wentylacyjnym pieca. Jeśli zawartość tlenu jest zbyt wysoka, wtryskuje się azot w celu przywrócenia atmosfery obojętnej [12, ETBPP 1996].

Możliwość zastosowania

Kondensacja z czynnikiem chłodniczym

Kondensację z czynnikiem chłodniczym stosuje się do względnie nasyconych strumieni gazu (tj. o wysokiej temperaturze punktu rosy) lotnych związków (organicznych i nieorganicznych) oraz substancji zapachowych, które usuwa się z nasyconego wodą strumienia gazu, w którym skroplona woda działa jako absorbent (pod warunkiem, że docelowe substancje są rozpuszczalne w wodzie).

Zasadniczym zastosowaniem kondensacji z czynnikiem chłodniczym jest oczyszczanie wstępne lub oczyszczanie następcze dla początkowych lub końcowych instalacji oczyszczania gazów odlotowych. Usunięcie głównego ładunku LZO odciąża urządzenia do oczyszczania takie jak adsorbery (patrz Sekcja 3.5.1.2.3), płuczki (patrz Sekcja 3.5.1.2.4) i dopalacze termiczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.5). Z drugiej strony, kondensacja jest odpowiednim oczyszczaniem następczym strumieni wzbogaconego gazu, np. po separacji membranowej (patrz Sekcja 3.5.1.2.1) lub odpędzaniu ze ścieków (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.17) i destylacji (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.14).

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.158

Tabela 3.158: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z kondensacją z czynnikiem chłodniczym

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazu	100-10000 m ³ /h
Temperatura gazu	50-125 °C
Zawartość wody	Gaz musi być zasadniczo pozbawiony wody, gdy kondensacja zachodzi poniżej temperatury
Ciśnienie	Atmosferyczne
Spadek ciśnienia	Niewielki
Poziom płynu	Wilgotny lub nasycony strumień gazu wpływającego Punkt rosy wody powinien znajdować się w temperaturze 42 °C lub wyższej
Pyły	< 50 mg/Nm ³ (nielepkie)
Odory	> 50000 ou _E /Nm ³ . Można stosować tylko w przypadku związków zapachowych łatwo rozpuszczalnych w wodzie
Amoniak	200-1000 mg/Nm ³
Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].	

Kondensacja kriogeniczna

Kondensację kriogeniczną można stosować w przypadku wszystkich LZO i lotnych zanieczyszczeń nieorganicznych, niezależnie od ich indywidualnego ciśnienia pary. Zastosowane niskie temperatury pozwalają na bardzo wysoką wydajność kondensacji w taki sposób, że jest ona odpowiednia jako końcowa technika kontroli emisji LZO. Z drugiej strony, temperatury poniżej temperatury zamrażania wody wymagają zasadniczo pozbawionego wody zasilania gazem. Kondensacja kriogeniczna jest w stanie natychmiast reagować na zmiany prędkości przepływu LZO i obciążenie rozpuszczalnikiem i umożliwia odzyskanie praktycznie wszystkich rodzajów LZO nawet w różnych warunkach. Ta elastyczność czyni ją szczególnie przydatną do kontroli LZO w wieloproduktowych, wielofunkcyjnych zakładach, w których stosuje się procesy okresowe lub ciągle [77, US EPA 2001].

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.159

Tabela 3.159: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z kondensacją kriogeniczną

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazu	Do 5000 Nm ³ /h, norma około < 250 Nm ³ /h
Temperatura gazu	Do 80 °C
Ciśnienie	2-600 kPa
Spadek ciśnienia (mbar)	Kilkadziesiąt
Poziom płynu	Suchy strumień gazu; tworzenie się lodu z kondensacją może nie nastąpić, potencjalnie poprzez osuszenie
Wprowadzane stężenie zanieczyszczeń	Do 1000 g/Nm ³ dla acetonu, ketonu etylowo-metylowego, metanolu, toluenu, LZO
Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.160

Tabela 3.160: Zalety i wady związane z kondensacją i kondensacją kriogeniczną

Zalety	Wady
<p><u>Kondensacja z czynnikiem chłodniczym</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Kompaktowa i solidna technologia • Dobry przebieg procesów, emisje można co najmniej obliczyć w przybliżeniu • Urządzenia do oczyszczania następczego odciąża się od dużych obciążeń i dlatego można je eksploatować bardziej ekonomicznie • Odzysk rozpuszczalnika, pod warunkiem, że strumień gazu nie zawiera mieszaniny LZO, która jest trudna do rozdzielenia • Możliwe jest (pewne) odzyskiwanie ciepła 	<p><u>Kondensacja z czynnikiem chłodniczym</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Ilość wody chłodzącej jest problemem w regionach z niedoborem wody • Wydajność znacznie zależy od natężenia przepływu i składu gazu • Konieczny jest kolejny etap obróbki i/lub oczyszczania
<p><u>Kondensacja kriogeniczna</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Kompaktowa technologia • Odzyskiwanie rozpuszczalników organicznych pod warunkiem, że można je oddzielić od skroplonej mieszaniny • Wysoka wydajność usuwania LZO, wymaganym stężeniem końcowym można sterować poprzez ostrożny wybór temperatury skraplacza • Gazowy azot jest zawracany • Możliwy jest dobry przebieg procesu, emisje można co najmniej obliczyć w przybliżeniu 	<p><u>Kondensacja kriogeniczna</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Nieodpowiednia dla mokrych strumieni gazu z powodu tworzenia się lodu, który utrudnia przenikanie ciepła (w przypadku strumieni wilgotnego gazu, należy podjąć środki ostrożności w celu zminimalizowania tworzenia się lodu na skraplaczu, na przykład przez osuszenie) • Zużycie ciekłego azotu (potrzebnego do instalacji generowania azotu) lub dostawa azotu z zewnątrz

Informacje dotyczące możliwości modernizacji podano w Tabeli 3.161

Tabela 3.161: Możliwość dokonania modernizacji związana z kondensacją, kondensacją kriogeniczną i kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym

Kondensacja z czynnikiem chłodniczym	Kondensacja kriogeniczna	Kondensacja w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym
Łatwa do modernizacji, gdy dostępna jest woda chłodząca, z wymiennikami ciepła umieszczonymi w pobliżu lub na wierzchu odpowiedniego urządzenia	Może być montowana na płozach; może zastąpić wszelkie istniejące odparowywacze azotu; powinno się ją instalować w pobliżu źródła ciekłego azotu, aby zminimalizować długość kriogenicznego rurociągu; systemy można albo dołączyć do istniejących zakładów lub zintegrować w nowe zakłady	Trudna do modernizacji w istniejących zakładach produkcyjnych; lepiej pasuje do nowych zakładów
Źródło: [12. ETBPP 1996]		

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z kondensacją z czynnikiem chłodniczym, kondensacją kriogeniczną i kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym podano w Tabeli 3.162

Tabela 3.162: Aspekty ekonomiczne związane z kondensacją z czynnikiem chłodniczym, kondensacją kriogeniczną i kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym

Rodzaj kosztów ⁽¹⁾	Koszty		
	Kondensacja z czynnikiem chłodniczym	Kondensacja kriogeniczna	Kondensacja w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym.
Koszty inwestycyjne ⁽²⁾	7500-15000 EUR ⁽³⁾	400000 EUR ^(3,4)	NI
Koszty eksploatacji: Robocizna	2 godziny tygodniowo + 1 roboczodniówka rocznie ⁽⁵⁾	+ 1 roboczodniówka tygodniowo ⁽⁵⁾	NI
Parametry określające koszty	Temperatura i przepływ czynnika chłodniczego, przepływ powietrza i temperatura	Przepływ gazu, moc chłodnicza, docelowy poziom emisji	NI
Korzyści	Końcowe odzyskanie pozostałego ciepła	Odzyskanie produktu (w niektórych przypadkach)	NI

⁽¹⁾ W niniejszej tabeli nie uwzględniono kosztów związanych ze zbieraniem i usuwaniem gazów odlotowych, ale mogą one znacznie zwiększyć całkowity koszt [227, CWW TWG 2009].
⁽²⁾ Na 1000 Nm³/h.
⁽³⁾ [176, Schenk i wsp. 2009].
⁽⁴⁾ Z wyłączeniem technik wtórnych i magazynowania azotu.
⁽⁵⁾ [11, InfoMil 1999].
 Uwaga: NI = Brak informacji.

Przychodem są odzyskane LZO.

Czynniki kosztowe podano w Tabeli 3.163

Tabela 3.163: Czynniki kosztowe związane z kondensacją, kondensacją kriogeniczną i kondensacją w atmosferze gazu obojętnego w układzie zamkniętym

Czynniki	Wpływ/wyniki
Natężenie przepływu emisji	Ogólna wielkość systemu, wymagania użytkowe
Wymagana redukcja temperatury, tj. obciążenie chłodnicze	Koszty urządzeń (wprost proporcjonalne), doprowadzanie czynnika chłodniczego (wprost proporcjonalne)
Mieszaniny rozpuszczalników	Złożoność dalszych technik separacji (wprost proporcjonalna), energochłonność technik separacji (wprost proporcjonalna)
Rozpuszczalność rozpuszczalnika	Złożoność dalszych technik separacji (wprost proporcjonalna), energochłonność technik separacji (wprost proporcjonalna)

Źródło: [12, ETBPP 1996]

Siła napędowa dla wdrożenia

Główną siłą napędową dla stosowania kondensacji i kondensacji kriogenicznej jest wstępne oczyszczanie lub oczyszczanie następcze gazów odlotowych dla wcześniejszych lub późniejszych urządzeń do oczyszczania gazu odlotowego.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko stosowana w przemyśle chemicznym, jak również w innych sektorach, takich jak oczyszczanie odpadów.

Literatura źródłowa

[11, InfoMil 1999] [12, ETBPP 1996] [77, US EPA; i wsp. 2001] [113, COM 2006] [176, Schenk i wsp. 2009] [227, CWW TWG 2009]

3.5.1.2.3 Adsorpcja

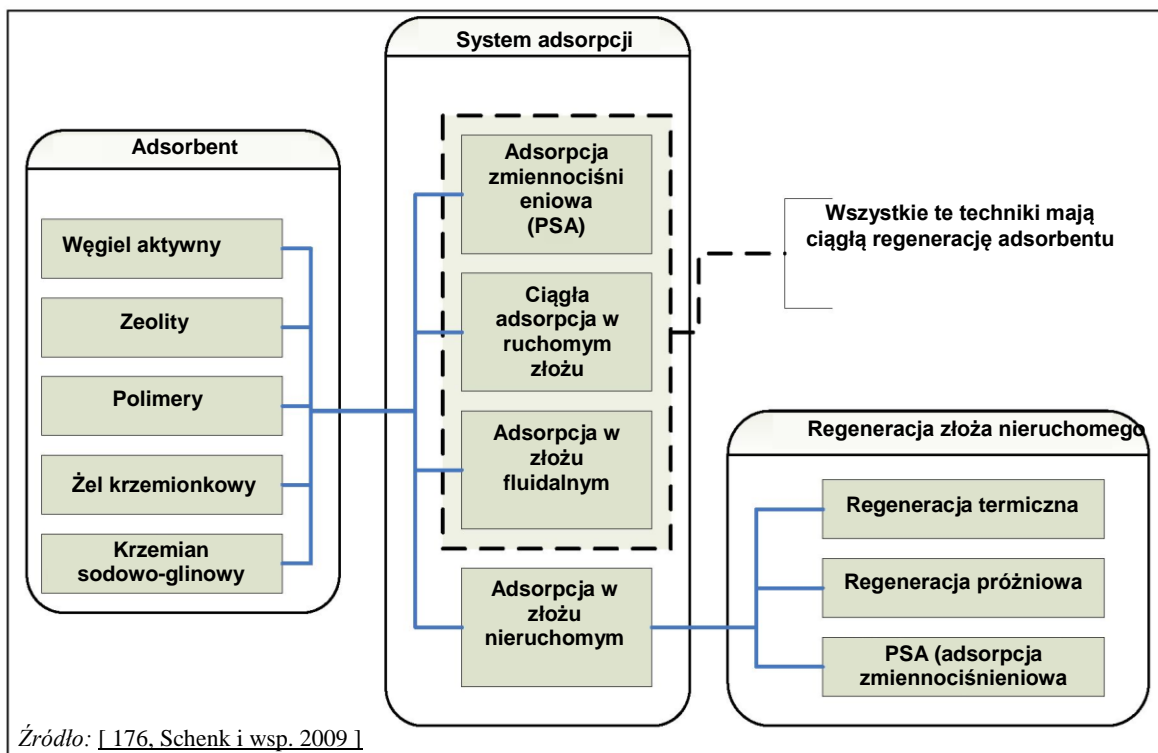
Opis

Adsorpcja jest reakcją heterogeniczną, w której cząsteczki gazu są zatrzymywane na powierzchni stałej lub ciekłej (adsorbencie określanym również jako sito molekularne), która ma większe powinowactwo do określonych związków w porównaniu z innymi i w ten sposób usuwa je ze strumieni ścieków wypływających. Gdy na powierzchni dojdzie do maksymalnej możliwej adsorpcji, adsorbowana zawartość ulega desorpcji w ramach regeneracji adsorbentu. W przypadku desorpcji zanieczyszczenia zazwyczaj mają wyższe stężenie i można je odzyskać lub zutylizować.

Główne typy systemów adsorpcyjnych to:

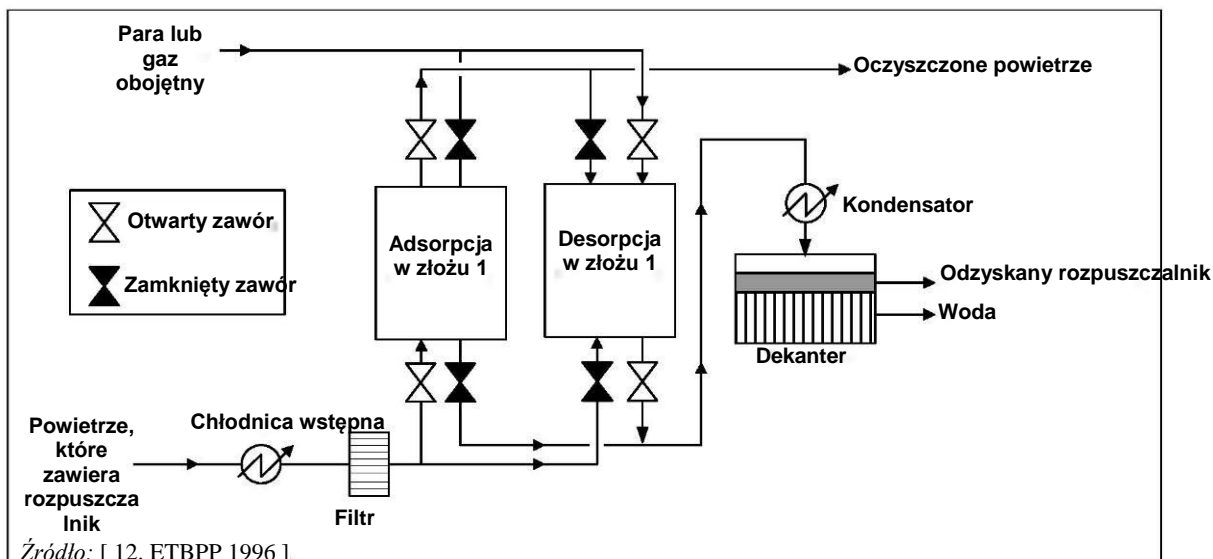
- adsorpcja w złożu nieruchomym;
- adsorpcja w złożu fluidalnym,
- ciągła adsorpcja w ruchomym złożu;
- adsorpcja zmiennociśnieniowa (PSA).

Rysunek 3.62 przedstawia przegląd różnych stosowanych systemów adsorpcji, adsorbentów i procesów regeneracji.



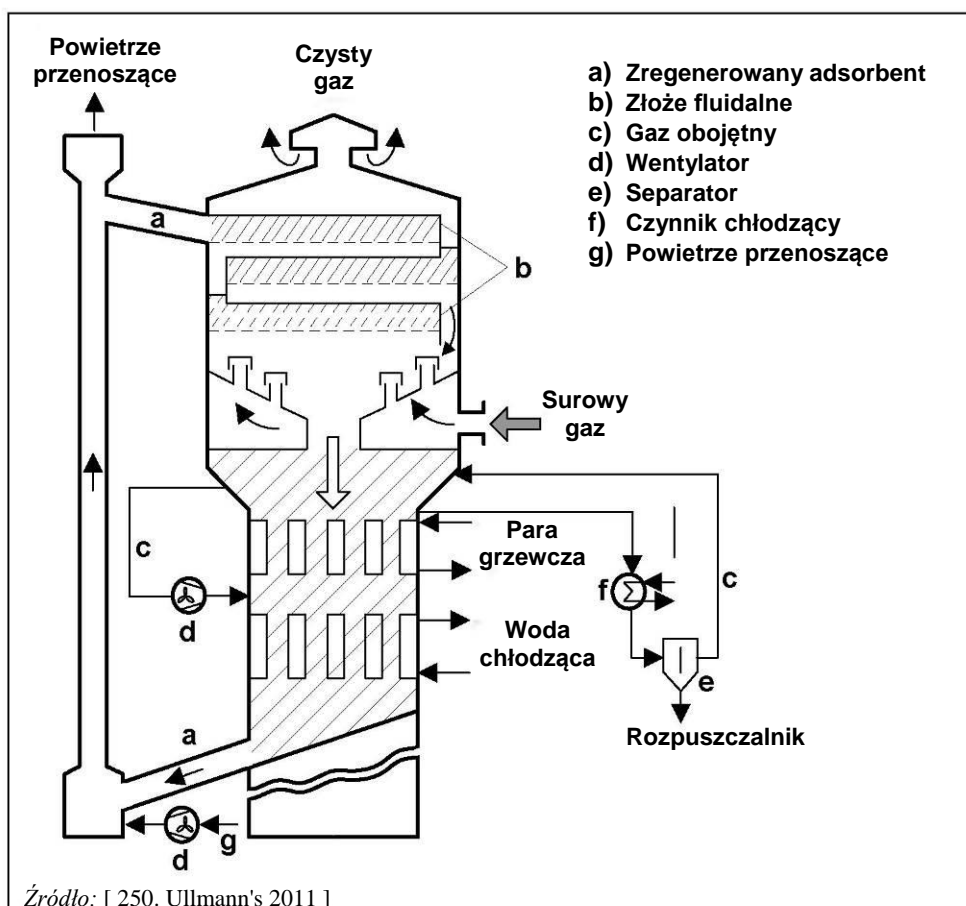
Rysunek 3.62: Omówienie różnych stosowanych systemów adsorpcji, adsorbentów i procesów regeneracji

Procesy **adsorpcji w złożu nieruchomym** (patrz Rysunek 3.63) są powszechnie stosowane. W razie potrzeby gazy odlotowe kondycjonuje się wcześniej przez chłodzenie, częściową kondensację pary wodnej i ogrzewanie w celu zmniejszenia wilgotności względnej dla zminimalizowania ko-adsorpcji wody. Następnie gaz jest doprowadzany w temperaturze około 40 °C do adsorbentu, przechodzi w górę i wypływa oczyszczony. Aby umożliwić regenerację, adsorbenty zwykle działają jako urządzenia z wieloma złożami (dwoma lub większą liczbą), tj. jedno złoże jest ładowane, drugie jest regenerowane i opcjonalnie trzecie złoże znajduje się w trybie gotowości. Procesu adsorpcji w podwójnym złożu zilustrowano na Rysunku 3.63.



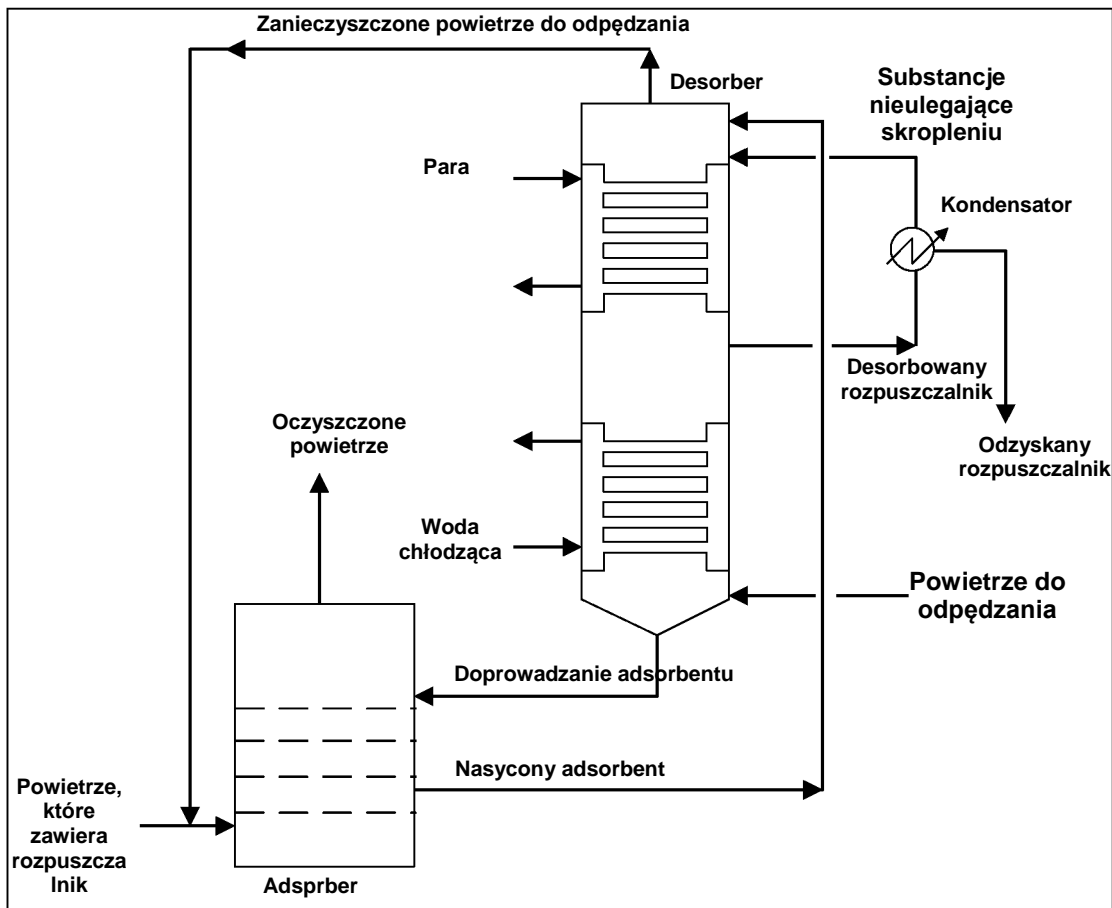
Rysunek 3.63: Przykład procesu adsorpcji w podwójnym złożu

Procesy w **złożu fluidalnym** (patrz Rysunek 3.64) wykorzystują prędkość gazu (głównie w zakresie 0,8-1,2 m/s) do utrzymania adsorbentu w stanie fluidalnym. Systemy te wymagają odpornych na ścieranie kuleczek adsorbentu. Działają one z ciągłą adsorpcją/desorpcją, przy czym adsorbent jest regenerowany w wymienniku ciepła pod adsorberem, a następnie zawracany pneumatycznie do złoża fluidalnego.



Rysunek 3.64: Adsorpcja w złożu fluidalnym

W procesach **ciągłych z ruchomym złożem** (patrz Rysunek 3.65) adsorbent jest stale doprowadzany do górnej części adsorbera, przepuszczając strumień gazu w przeciwnym kierunku. Nasycony adsorbent na dnie zbiornika jest w sposób ciągły przenoszony do regeneratora ruchomego złoża.



Rysunek 3.65: Ciągła adsorpcja i desorpcja w ruchomym złożu

Adsorpcja zmiennociśnieniowa (PSA) pozwala na oddzielenie gazów lub par w mieszaninie gazów odlotowych i jednoczesną regenerację adsorbentu. Składa się ona z czterech etapów:

- Etap 1: tworzy się ciśnienie w wyniku przepływu gazu do adsorbera;
- Etap 2: adsorpcja pod wysokim ciśnieniem, a zatem wytwarzanie czystych związków;
- Etap 3: spadek ciśnienia;
- Etap 4: przedmuchiwanie pod niskim ciśnieniem lub w próżni.

Ten czteroetapowy proces powoduje rozdzielenie związków zgodnie z siłą, z jaką wiążą się one z adsorbentem. Wraz z dalszymi urządzeniami do oczyszczania technika ta poprawia zdolność mieszanin gazów odlotowych do odzysku i ponownego wykorzystania.

Typowe adsorbenty obejmują [12, ETBPP 1996]:

- **granulowany węgiel aktywny (GAC)**, najbardziej rozpowszechniony adsorbent o szerokim zakresie skuteczności, który nie jest ograniczony do związków polarnych lub niepolarnych; GAC można impregnować, np. utleniaczami, takimi jak nadmanganian potasu lub związkami siarki (poprawa zatrzymywania metali ciężkich) [11, InfoMil 1999];
- **zeolity**, właściwości zależne od ich wytwarzania, działające jako zwykłe sita molekularne, selektywne wymiennicze jonowe lub hydrofobowe adsorbery LZO;
- makroporowate cząstki **polimerów**, które stosuje się w postaci granulek lub kulek, pozbawione wysokiej selektywności w odniesieniu do LZO;
- żel krzemionkowy;
- krzemiany sodowo-glinowe

W układzie adsorpcyjnym polimery można stosować w połączeniu z węglem aktywnym i zeolitami. Można tego dokonać, stosując serię różnych adsorbentów, np. polimery w pierwszym etapie do oddzielania wysokich stężeń LZO i zeolity w drugim etapie w celu oddzielenia niższych stężeń LZO lub można to wykonać w mieszanym złożu [176, Schenk i wsp. 2009].

Oprócz metod ciągłej i jednoczesnej regeneracji opisanych powyżej, istnieje kilka metod regeneracji adsorbentów adsorberów z adsorberów z nieruchomym złożem:

- regeneracja ze zmienną temperaturą,
- regeneracja próżniowa
- PSA, opisana powyżej.

Regeneracja termiczna wykorzystuje kilka źródeł ciepła:

- parę, jako najczęstsze źródło,
- mikrofałe,
- wbudowane grzejniki,
- podgrzewany gaz obojętny, ze względów bezpieczeństwa (w celu uniknięcia wybuchowej mieszaniny z LZO).

Przegrzana para jest przepuszczana w dół przez adsorbent i przenosi obciążone związki do jednostki kondensacji i separacji, takiej jak separatory grawitacyjne (patrz sekcja 3.5.1.4.2) lub urządzenia do destylacji (patrz sekcja 3.3.2.3.4.14). Przegrzana para jest główną metodą regeneracji GAC, ale stosuje się również podgrzane gazy obojętne. Zeolity można regenerować strumieniami gorącego powietrza. Adsorbent polimerowe pozwalają na znacznie niższe temperatury regeneracji pary lub gorącego gazu (około 80 °C).

Regeneracja próżniowa umożliwia desorpcję w temperaturze adsorbentu otoczenia i jest odpowiednia do odzyskiwania i ponownego wykorzystania nietrwałych substancji. Metodę tę stosuje się do GAC, zeolitów i adsorbentów polimerowych.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z adsorpcją przedstawiono w Tabeli 3.164

Tabela 3.164: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z adsorpcją

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji	Uwagi
LZO	80-95 ⁽¹⁾	5-100 mg/Nm ³ ⁽¹⁾	GAC
	99 ⁽¹⁾	NI	Zeolity
	95-98 ⁽¹⁾	10-200 ppm ⁽¹⁾	Polimery
Formaldehyd	NI	< 1 ppm ⁽¹⁾	Polimery
Toluen	90 ⁽¹⁾	NI	GAC
Dioksyny/furany	> 98 ⁽¹⁾	< 0,1 ng/Nm ³ TEQ ⁽¹⁾	GAC
Odory	80-95 ⁽¹⁾	NI	GAC
	80-95 ⁽¹⁾	NI	Zeolity
Rtęć	> 98 ^(1, 2)	< 0,05 mg/Nm ³ ⁽¹⁾	GAC
Siarkowodór (H ₂ S)	80-95 ⁽¹⁾	NI	GAC
	> 99 ⁽³⁾	NI	GAC. < 10 ppmv H ₂ S w surowym gazie
	> 95 ⁽³⁾	NI	GAC. > 10 ppmv H ₂ S w surowym gazie

⁽¹⁾ W zależności od konkretnej konfiguracji, warunków roboczych i odczynników. Wartości są oparte na średnich półgodzinnych [176. Schenk i wsp. 2009].

⁽²⁾ Z filtrem z nieruchomym złożem możliwe są wydajności usuwania do 99,5%. Podczas czyszczenia gazów odlotowych często stosuje się węgiel w proszku, co zwiększa wydajność do możliwych 98% [176. Schenk i wsp. 2009].

⁽³⁾ [167. ADEME 1999].

Uwaga: NI = Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne podano w Tabeli 3.165

Tabela 3.165: Materiały eksploatacyjne związane z adsorpcją

Materiał eksploatacyjny	Ilość			Uwagi
	GAC	Zeolity	Polimery	
Para (desorpcja) (kg/kg odzyskanego rozpuszczalnika)	1,5-6 ⁽¹⁾	⁽²⁾	NI	—
Azot gazowy (desorpcja gorącego gazu) (Nm ³ /t rozpuszczalnika)	35 ⁽¹⁾	NI	NI	—
Woda chłodząca (kondensacja) (m ³ /t rozpuszczalnika)	35-60 ⁽³⁾ 100-150	NI	NI	Dla wszystkich 3 technik adsorpcji
Utrata adsorbentu (kg/t rozpuszczalnika)	0,5-1 ⁽³⁾	NI	NI	—
Wymiana adsorbentu (m ³ na 10000 m ³ /h surowego gazu do	5-15 ⁽⁴⁾	NI	NI	Do redukcji H ₂ S
Energia (kWh/t rozpuszczalnika)	35-100 ⁽³⁾ 130-260	NI	NI	—

⁽¹⁾ [12. ETBPP 1996].

⁽²⁾ Ścieki powstają przy regeneracji zeolitu: 4-6 m³/t zregenerowanego zeolitu [176. Schenk i wsp. 2009].

⁽³⁾ [9. BASF 1999].

⁽⁴⁾ [167. ADEME 1999].

Uwaga: NI = Brak informacji.

Regeneracja pary powoduje wytworzenie ścieków o stosunkowo dużym ładunku zanieczyszczeń, które należy odprowadzić do oczyszczania ścieków. Gdy nie występuje regeneracja (np. gdy stosuje się GAC do redukcji H₂S [167. ADEME 1999]), adsorbent należy usunąć, tj. zwykle przenieść do spopielania, co jest drogą nieodpowiednią dla adsorbentu z ładunkiem rtęci. Regenerację i/lub utylizację adsorbentu mogą również wykonywać firmy zewnętrzne.

Przy stosowaniu węgla aktywnego do redukcji H₂S powstają małe ilości ścieków z odemglaacza [167, ADEME 1999].

W zależności od wymogów prawnych, konieczne może być dalsze oczyszczanie gazu.

Ponieważ wszystkie procesy adsorpcji są egzotermiczne, powodują one wzrost temperatury, co nie jest pożądane w przypadku adsorpcji związków organicznych. Węgiel lub metale na GAC, a także zeolity mogą katalizować utlenianie niektórych związków, gdy adsorbent jest gorący, co powoduje zapalenie złoża, które również pochłania część lub całość GAC, ale nie zeolit. Jest to niebezpieczne przy adsorbowaniu pewnych węglowodorów (takich jak ketony lub porównywalne substancje czynne) w temperaturach otoczenia bliskich tym, które powodują utlenienie związku organicznego. Takie zapalenie złoża GAC może albo zmienić wielkość porów w pozostałej części złoża albo utlenić złoże do popiołu, co jest poważnym zdarzeniem, które może spowodować spalenie całego obiektu. Pożary te można hamować przez nawilżanie powietrza i celowe ochładzanie GAC. Potencjalnym zdarzeniom wysokiej temperatury w złożach węgla można również zapobiegać poprzez monitorowanie i procedury alarmowe.

Dane robocze

Monitorowanie [19, HMIP 1994]

Efektywność redukcji systemu określa się, monitorując stężenie LZO/substancji zapachowych przed i po przejściu przez system membranowy. LZO można zmierzyć jako węgiel ogólny, z wyłączeniem cząstek stałych, za pomocą detektora płomieniowo-jonizacyjnego (FID). Analizę jakościową emisji można przeprowadzić, jeśli pobierze się losowe próbki gazu w wybranych punktach pobierania próbek, a następnie zanalizuje się je za pomocą GC/MS lub GC/FID. Efektywność redukcji emisji zapachowych określa się, pobierając próbki losowe w odpowiednich punktach pobierania próbek, a następnie analizując je za pomocą olfaktometrii. Efektywność redukcji związków siarki określa się za pomocą chromatografii gazowej z analizą płomieniowo-fotometryczną (GC-FPD).

Najważniejszym pomiarem jest spadek ciśnienia na filtrach pyłowych (jeśli są zainstalowane) i na złożu adsorbentu. Po odnowieniu lub oczyszczeniu ciśnienie na filtrach powinno rosnąć równomiernie. Zbyt gwałtowny wzrost ostrzega o zbyt dużym spadku ciśnienia w późniejszym czasie z powodu nadmiernego obciążenia kurzem.

Ciśnienie w złożu powinno pozostać w przybliżeniu stałe. Jakikolwiek wzrost oznacza pył omijający filtr pyłowy lub pył adsorbentu powstały w wyniku rozpadu granulek. Powinien również wystąpić alarm wysokiego ciśnienia.

Monitorowanie temperatury wylotu gazu z adsorbera GAC jest wymagane, aby zapobiec zagrożeniu pożarowemu.

Systemy adsorpcji są zwykle kontrolowane przez programowalny sterownik logiczny, z kilkoma nowymi systemami opartymi na przebijającym sekwencjonowaniu złoża: kiedy poziom emisji działającego złoża osiągnie ustalony wcześniej poziom, złoża są przełączane i rozpoczyna się regeneracja. Jest to energooszczędne, ponieważ desorpcję wykonuje się zawsze w złożu nasyconym.

Pod warunkiem rozważenia zagrożeń łatwopalności, systemy kontroli można zaprojektować tak, aby umożliwić stężenie rozpuszczalnika do 25% LEL. Minimalizuje to zarówno moc wentylatora, jak i zużycie pary. Jeśli natężenia przepływu i obciążenie rozpuszczalnikiem są zmienne, wymagania mocy można zoptymalizować, dopasowując przepustnice regulacyjne lub napędy o zmiennej prędkości dla wentylatora [12, ETBPP 1996].

Proces adsorpcji zwykle ma wiele zaworów, które automatycznie otwierają się i zamykają w sekwencji, zazwyczaj według czasu pracy (co 12 do 15 minut). Zatem jednostki wymagają codziennej kontroli w celu zapewnienia ciągłej wydajnej pracy i rutynowej konserwacji [113, COM 2006].

Możliwość zastosowania

Zastosowanie adsorpcji obejmuje:

- odzyskiwanie LZO (surowca, produktu, rozpuszczalnika itd.) do ponownego użycia lub zawrócenia; może być stosowana jako samodzielny system, jako etap zateżenia w celu poprawy efektywności dalszych operacji odzyskiwania, takich jak separacja membranowa (patrz Sekcja 3.5.1.2.1) lub w celu oczyszczania emisji gazów odlotowych z systemu redukcji;
- redukcję zanieczyszczeń (substancji niebezpiecznych z zakładów produkcyjnych lub zakładów oczyszczania (np. OŚ), takich jak LZO, H₂S, związki zapachowe, gazy śladowe itp), których nie można zawrócić do obiegu lub wykorzystać w inny sposób, ewentualnie z GAC jako adsorbentem, którego nie regeneruje się, ale spala;
- zastosowanie jako filtra ochronnego po końcowych urządzeniach do oczyszczania.

Możliwości odzyskiwania LZO mogą być ograniczone przez obecność H₂S. W takim przypadku na wlocie można zainstalować dodatkowe złoże GAC, które należy okresowo wymieniać, ponieważ nie można go regenerować [228, CWW TWG 2011].

Zastosowania adsorpcji jako technologii redukcji bez odzysku nie zaleca się w przypadku gazów odlotowych o bardzo wysokim stężeniu LZO, ponieważ wynikające z tego wymagania dotyczące regeneracji miałyby niekorzystny wpływ na rentowność. Zwykle istnieją bardziej odpowiednie techniki.

Technologia adsorpcji ma zastosowanie do kontroli, odzysku, zawracania lub przygotowania (do dalszego oczyszczania) LZO i szkodliwych zanieczyszczeń organicznych powietrza, np. emisji z:

- odtłuszczenia;
- natryskiwania farby;
- ekstrakcji rozpuszczalnikowej;
- powlekania folią metalową;
- powlekania warstwą tworzywa sztucznego;
- powlekania papieru;
- wytwarzania środków farmaceutycznych.

Ograniczenia i zastrzeżenia związane z zastosowaniem podano w Tabeli 3.166

Tabela 3.166: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z adsorpcją

Problem	Ograniczenia/zastrzeżenia		
	GAC	Zeolity	Polimery
Przepływ gazów (Nm ³ /h)	100-100000 ⁽¹⁾	< 100000 ⁽¹⁾	NI
Temperatura (°C)	15-80 ⁽¹⁾ , Idealnie około 20 ⁽²⁾	< 250 ⁽¹⁾	Niska ⁽²⁾
Ciśnienie (MPa)	0,1-2 ⁽¹⁾	Atmosferyczne ⁽¹⁾	NI
Spadek ciśnienia (mbar)	od 10 do 50 ^(2, 3, 4)	NI	NI
LZO, zawartość (mg/Nm ³)	Maksymalnie 25% LEL 10-50000 ⁽²⁾	Maksymalnie 25% LEL	Maksymalnie 25% LEL 500-2 000 ppm ⁽²⁾
Zawartość dioksyn (ng/Nm ³ TEQ)	10-100 ⁽¹⁾	NI	NI
Zawartość związków zapachowych (ou _E /m ³)	5000-100000 ⁽²⁾	NI	NI
Zawartość rtęci (mg/Nm ³)	1-10 ⁽²⁾	NI	NI
Zawartość H ₂ S (ppm)	Maksymalnie 1000	NI	NI
Zawartość pyłu (mg/Nm ³) (wielkość PM niezidentyfikowana)	Niskie stężenie, aby zapobiec zatłakaniu ⁽²⁾	Niskie stężenie, aby zapobiec zatłakaniu ⁽²⁾	Niskie stężenie, aby zapobiec zatłakaniu ⁽²⁾
Względna wilgotność gazów odlotowych	Maksymalnie 70% ⁽⁵⁾	NI	Mniej krytyczna niż z GAC ⁽²⁾
⁽¹⁾ [11, InfoMil 1999]. ⁽²⁾ [176, Schenk i wsp. 2009]. ⁽³⁾ [9, BASF 1999]. ⁽⁴⁾ [228, CWW TWG 2011]. ⁽⁵⁾ Przy poziomach wilgotności powyżej 70% wydajność będzie się zmniejszać z powodu wody zajmującej aktywne przestrzenie w węglu aktywnym [176, Schenk i wsp. 2009]. Uwaga: NI = Brak informacji.			

Zalety i wady podano w Tabeli 3.167

Tabela 3.167: Zalety i wady związane z adsorpcją

Zalety	Wady
<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Wysoka wydajność usuwania i odzyskiwania LZO Prosta i solidna technologia Wysoki poziom nasycenia adsorbentu Prosta instalacja Stosunkowo łatwa konserwacja Odpowiednia do procesów nieciągłych 	<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Cząstki stałe w strumieniu gazów odlotowych mogą powodować problemy (tj. zatykanie) Mieszanki mogą powodować przeciekanie złoża
<p><u>GAC</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Szeroki zakres wydajności Nie ogranicza się do związków polarnych lub niepolarnych 	<p><u>GAC</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Zwykle nie nadaje się do bardzo wysokich stężeń LZO (tj. do stężeń LZO > 50 mg/Nm³) Nie nadaje się do gazów mokrych (nie jest to tak istotne w przypadku impregnowanego węgla aktywnego) Ryzyko zapalenia złoża Potencjał do polimeryzacji nienasyconych związków organicznych na GAC
<p><u>Zeolity</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Bardzo odpowiednie dla niskich stężeń LZO Nie tak wrażliwe na pary/wilgość jak GAC T 69, US EPA 1999 1 	<p><u>Zeolity</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Ograniczenia dotyczące powierzchni adsorpcji w porównaniu z innymi technikami adsorpcji [69, US EPA 1999] Nie nadają się do mokrych strumieni gazów odlotowych Ryzyko zapalenia złoża
<p><u>Polimery</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Łatwa desorpcja LZO Brak tendencji do reakcji katalitycznych powodujących samozapłon Długi okres użytkowania Nie tak wrażliwe na pary/wilgość jak GAC Odpowiednie do procesów nieciągłych 	<p><u>Polimery</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Wysokie koszty początkowe

Ekonomika

Aspekty ekonomiczne związane z adsorpcją podano w Tabeli 3.168

Tabela 3.168: Aspekty ekonomiczne związane z adsorpcją

Rodzaj kosztów	GAC	Zeolity (¹)	Polimery	Uwagi
Koszty inwestycyjne (na 1000 Nm ³ /h)	10000-50000 EUR	Bardzo zmienne, w zależności od zastosowania i konstrukcji	NI	
Koszty eksploatacji:	Niskie, z wyjątkiem zakupu węgla aktywnego	1000-3000 EUR/t VOC	NI	
Robocizna	Kilka dni w roku, w zależności od konkretnej konstrukcji			
Energia:	Niska	NI	NI	
Materiały eksploatacyjne (EUR/kg wymienionego adsorbentu)	0,8-6	20-100	20-100	W tym utylizacja. Polimery są około dwudziestokrotnie droższe od GAC.
Parametry określające koszty	Stężenie zanieczyszczenia, przepływ strumienia gazu, okres użytkowania filtra	Przepływ gazu, materiał filtrujący, obciążenie tkaniną, obciążenie odorem	NI	
Korzyści	Potencjalne odzyskiwanie materiału na etapie regeneracji	Nie jest możliwe odzyskiwanie materiału	Nie jest możliwe odzyskiwanie materiału	

(¹) Koszty zeolitów dotyczą zeolitu hydrofobowego.
 Uwaga: NI = Brak informacji.
 Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].

Czynniki kosztowe podano w Tabeli 3.169

Tabela 3.169: Czynniki kosztowe związane z adsorpcją

Czynniki	Wpływ/wyniki
Nateżenie przepływu emisji	Ogólna wielkość systemu, wymagania użytkowe
Wydajność adsorpcji rozpuszczalnika, stężenie	Wymagana ilość adsorbentu
Typ rozpuszczalnika	Wybór adsorbentu
Rozpuszczalność rozpuszczalnika	Złożoność dalszych technik separacji (wprost proporcjonalna do rozpuszczalności), energochłonność technik separacji (wprost proporcjonalna)
Mieszanki rozpuszczalników	Złożoność dalszych technik separacji (wprost proporcjonalna), energochłonność technik separacji (wprost proporcjonalna)
Ładowanie rozpuszczalnika	Wykorzystanie mediów (pary lub elektryczności) w cyklu adsorpcji/desorpcji i szybkości degradacji adsorbentu
Obecność zanieczyszczeń	Skrócenie okresu eksploatacji adsorbentu
Łatwość desorpcji	Temperatura desorpcji

Źródło: [12, ETBPP 1996]

Jeśli dostępna jest wystarczająca ilość miejsca, doposażenie istniejącego procesu produkcyjnego w system adsorpcyjny jest zasadniczo proste. Zapotrzebowanie na miejsce dla ciągłej jednostki adsorpcji/desorpcji wynosi w przybliżeniu 25% zapotrzebowania układu adsorpcyjnego z dwoma złożami [12, ETBPP 1996].

Siła napędowa dla wdrożenia

Technologię adsorpcji stosuje się do redukcji, a także do odzyskiwania, zawracania lub przygotowania (do dalszego przetwarzania) związków nieorganicznych, LZO i innych organicznych szkodliwych emisji zanieczyszczeń powietrza.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko stosowana w przemyśle chemicznym, jak również w innych sektorach, takich jak obróbka powierzchni za pomocą rozpuszczalników, odlewnie, produkcja żelaza i stali, przemysł spożywczy, spalanie odpadów i obróbka odpadów.

Literatura źródłowa

[9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [12, ETBPP 1996] [19, HMIP 1994] [69, US EPA 1999] [104, COM 2003] [113, COM 2006] [167, ADEME 1999] [176, Schenk i wsp. 2009] [228, CWW TWG 2011] [250, Ullmann's 2011]

3.5.1.2.4 Mokra płuczka gazowa

Opis

Mokre przemywanie (lub absorpcja) jest przenoszeniem masy między rozpuszczalnym gazem a rozpuszczalnikiem - często wodą - stykającymi się ze sobą. Przemywanie fizyczne jest preferowane dla odzysku chemicznego, podczas gdy przemywanie chemiczne ogranicza się do usuwania i redukcji związków gazowych. Przemywanie fizykochemiczne zajmuje pozycję pośrednią. Związek rozpuszcza się w cieczy absorbującej i bierze udział w odwracalnej reakcji chemicznej, która umożliwi odzyskanie gazowego związku [250, Ullmann's 2011].

Głównymi zastosowaniami oczyszczania gazów odlotowych w procesach przemywania są:

- usuwanie gazowych zanieczyszczeń, takich jak halogenowodory, SO₂, amoniak, siarkowodór (H₂S) lub lotne rozpuszczalniki organiczne (patrz także Tabela 3.147);
- w przypadku niektórych rodzajów płuczek usuwanie pyłu (patrz Sekcja 3.5.1.4.5).

W zależności od zanieczyszczeń, które mają zostać usunięte, stosuje się kilka wodnych cieczy do płukania, w tym:

- Wodę, w celu usunięcia rozpuszczalników i gazów, takich jak halogenowodory lub amoniak, z głównym celem odzyskania i ponownego wykorzystania tych zanieczyszczeń.
- Roztwory zasad (np. sodę kaustyczną - tj. wodorotlenek sodu - i węglan sodu), w celu usunięcia związków kwasowych, takich jak halogenowodory, dwutlenek siarki, siarkowodór (H₂S), fenole, chlor; stosuje się je również do drugiego etapu przemywania w celu usunięcia pozostałości halogenowodorów po pierwszym etapie absorpcji w wodzie; do odsiarczania biogazu. Wartość pH płuczki zasadowej zależy od usuwanego zanieczyszczenia; wartość pH utrzymuje się często pomiędzy 8,5 a 9,5 (dla usuwania SO₂ potrzebny jest zakres pH 6,5-7,5, natomiast dla usuwania H₂S wymagane jest pH 10 lub wyższe). Wartość pH nie powinna być zbyt wysoka ze względu na absorpcję CO₂ w wodzie. Wartość pH 10 i wyższa spowoduje, że rozpuszczony CO₂ będzie obecny w wodzie jako węglan, powodując radykalny wzrost szybkości zużycia zasady. Węglan wapnia osadza się również na uszczelkach, zwiększając spadek ciśnienia. Aby tego uniknąć, w zasadowej płuczce gazowej można stosować zmiękczoną wodę [176, Schenk i wsp. 2009].
- Utleniające roztwory zasad, tj. roztwory alkaliczne z utleniaczami, takimi jak chloran (I) sodu (NaOCl), ditlenek chloru (ClO₂), ozon (O₃) lub nadtlenek wodoru (H₂O₂) - patrz Sekcja 3.5.5.4.2.2 w celu zastosowania do oczyszczania zanieczyszczeń zapachowych.
- Roztwory utleniające - patrz Sekcja 3.5.1.5.5 w celu zastosowania do odzyskiwania NO_x ze stężonych gazów odlotowych.
- Roztwory wodorosiarczany (IV) sodu, do usuwania związków zapachowych (np. aldehydów).
- Roztwory Na₂S₄ do usuwania rtęci z gazów odlotowych.

- Kwasowe roztwory do usuwania związków alkalicznych, np. amoniaku, amin i estrów. Dozowanie kwasu odbywa się za pomocą regulacji pH. W większości przypadków pH utrzymuje się pomiędzy 3 a 6. Wybrany kwas ze względów ekonomicznych jest często kwas siarkowy (H_2SO_4). Dla zastosowań specjalnych, na przykład usuwania NH_3 , stosuje się kwas azotowy [176, Schenk i wsp. 2009].
- Roztwory monoetanolaminy i dietanolaminy odpowiednie do absorpcji i odzyskiwania siarkowodoru.
- Rozpuszczalniki organiczne o niskiej lotności, np. schłodzony nonan do odzysku lekkich LZO, takich jak butany i pentany.

Stosuje się różne typy płuczek, takie jak:

- płuczki z upakowaniem włóknistym;
- płuczki ze złożem ruchomym;
- płuczki ze złożem wypełnionym;
- płuczki uderzeniowe płytowe;
- wieże natryskowe.

Ich wybór zależy od:

- wymogów dotyczących charakterystyki wydajności,
- zapotrzebowania na energię,
- odczynników;
- właściwości strumienia gazów odlotowych.

Optymalna konstrukcja systemów przemywania w celu uzyskania niskich stężeń wyjściowych obejmuje wysoką niezawodność, automatyczne działanie i przeciwprądowy przepływ cieczy i gazu. Płuczki zwykle działają z chłodnicami wstępnymi (np. komorami natryskowymi i wygaszaczami) w celu obniżenia temperatury gazu wlotowego i jednoczesnego nasycenia strumienia gazu, dzięki czemu unika się zmniejszenia szybkości absorpcji i odparowania rozpuszczalnika. Takie dodatkowe urządzenia wywierają małe spadki ciśnienia.

Płuczka z upakowaniem włóknistym

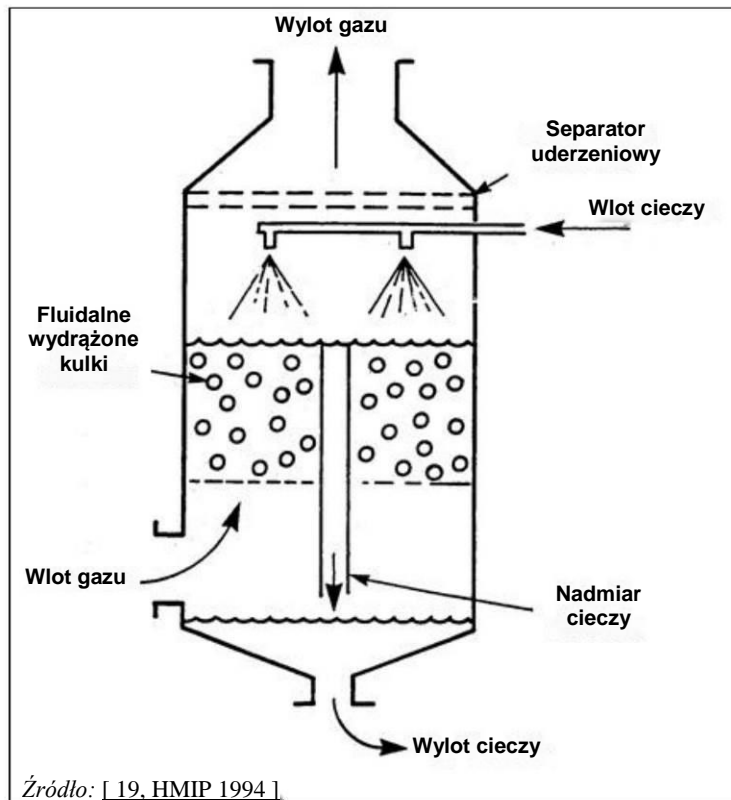
Płuczka z upakowaniem włóknistym (płuczka ze złożem włóknistym) składa się z komory z wlotem i wylotem gazu, która zawiera maty z włóknistego materiału upakowania spryskanego cieczą. Jednostki mogą być zaprojektowane do poziomego lub pionowego przepływu gazu. Typowymi materiałami włókien są szkło, tworzywo sztuczne i stal. Służą do usuwania związków kwasowych (fluorowodór, chlorowodór, kwas siarkowy i kwas chromowy) oraz związków organicznych/nieorganicznych ze strumieni gazów wychodzących.

Problemy może powodować zablokowanie dysz, zatykanie złoża włóknistych i niewystarczające płukanie włóknistych mat.

Strumienie gazów odlotowych często schładza się przed wprowadzeniem do płuczek z upakowaniem włóknistym, aby skroplić jak najwięcej cieczy w przepływie i zwiększyć rozmiar istniejących cząstek aerozolu poprzez skroplenie. Filtr wstępny zwykle stosuje się do usuwania większych cząstek ze strumienia gazu przed jego wejściem do płuczki [45, US EPA 2003].

Płuczki ze złożem ruchomym

Płuczki ze złożem ruchomym składają się ze stref ruchomego upakowania, zwykle z kulek z tworzywa sztucznego. Powłoki zbiorników zawierają siatki podporowe, na których umieszczony jest materiał upakowania, wloty i wyloty roztworu do przemywania gazu i odemglacz. Płuczki ze złożem ruchomym stosuje się do usuwania dwutlenku siarki, fluorowodoru i związków zapachowych. Używa się ich również do oczyszczania gazów odlotowych, które zawierają pył i w przypadku możliwości powstawania kamienia. Typowe urządzenie przedstawiono na Rysunku 3.66.



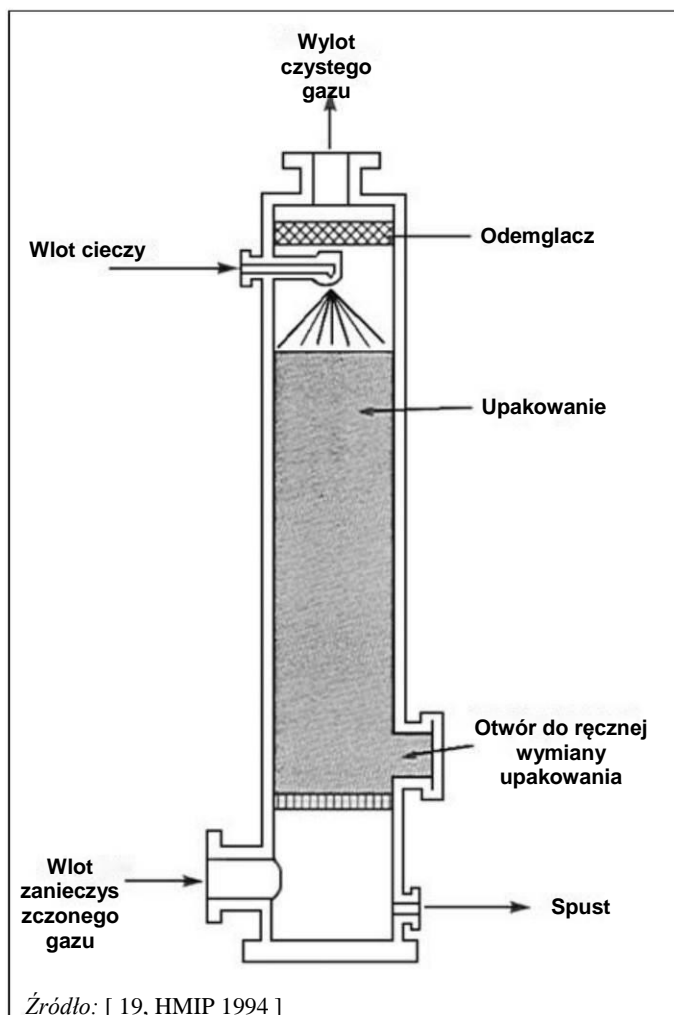
Rysunek 3.66: Płuczka ze złożem ruchomym

Płuczki ze złożem ruchomym są wypełnione kulkami z tworzywa sztucznego o małej gęstości, które mogą poruszać się w obrębie siatek podporowych. Te płuczki są mniej podatne na zatykanie, ponieważ sferyczne, wydrążone kulki z tworzywa sztucznego są utrzymywane w stanie ciągłego mieszania i fluidyzacji. Ruchome upakowanie w kształcie kolumny jest odporne na zatykanie. Ten stały ruch i gładka powierzchnia kulek zapobiegają przyklejaniu się kamienia do upakowania.

Płuczki ze złożem wypełnionym

Płuczki ze złożem wypełnionym składają się z zewnętrznej powłoki zawierającej złożo o różnie ukształtowanym materiale upakowania na siatkach podporowych, dystrybutorów cieczy, wlotów i wylotów gazu i cieczy oraz odemgłacza. W konstrukcjach pionowych (upakowane wieże) strumień gazu przepływa do komory (przeciwprądowo do cieczy). Są to najczęściej używane absorbery gazu do kontroli zanieczyszczeń. Płuczki ze złożem wypełnionym z odpowiednimi odczynnikami stosuje się do absorpcji dwutlenku siarki, kwasu chromowego, siarkowodoru, amoniaku, chlorków, fluorków i LZO. Typowy przykład przedstawiono na Rysunku 3.67.

Płuczki ze złożem wypełnionym nie nadają się do gromadzenia cząstek z powodu zatykania. Zasadniczo są one ograniczone do zastosowań, w których zawartość cząstek jest mniejsza niż $0,5 \text{ g/Nm}^3$. Zatykanie i tworzenie się kamienia są poważnymi problemami w przypadku płuczek ze złożem wypełnionym, ponieważ trudniej jest uzyskać dojskie i oczyścić upakowanie niż w innych konstrukcjach płuczek. W związku z tym przed absorberem ze złożem wypełnionym konieczne może być oddzielne, bardzo wydajne urządzenie do redukcji cząstek stałych.



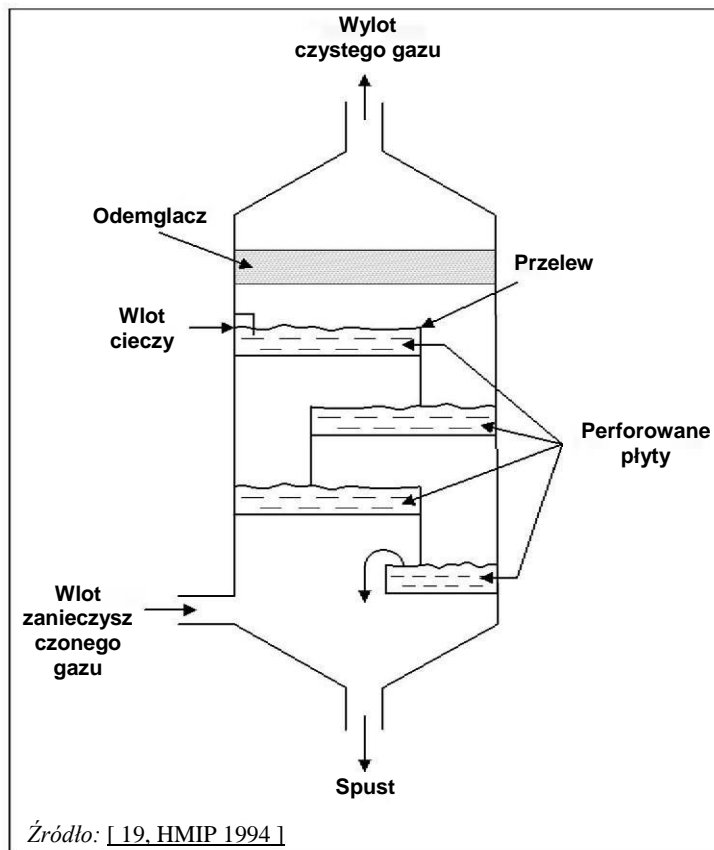
Rysunek 3.67: Płuczka ze złożem wypełnionym

Płuczki uderzeniowe płytowe

Płuczki uderzeniowe płytowe składają się z pionowej wieży z kilkoma poziomymi perforowanymi tacami (typu dzwonu lub sita) ułożonymi w niej w pion. Przegrody znajdują się w niewielkiej odległości ponad otworami w płytach. Typowym zastosowaniem dla płuczek płytowych jest absorpcja kwasów, dwutlenku siarki i związków zapachowych. Przykład podano na Rysunku 3.68.

Płuczki płytowe nie są odpowiednie do pieniających się cieczy. Kiedy absorpcja służy do redukcji LZO, płuczki z wypełnieniem są zwykle bardziej opłacalne niż płuczki płytowe. Jednakże konstrukcja uderzeniowa płytowa jest preferowana w porównaniu z płuczkami z wypełnieniem, gdy pożądane jest wewnętrzne chłodzenie lub gdy niskie natężenia przepływu cieczy nie zwilżyłyby odpowiednio opakowania.

Płuczek płytowych zwykle używa się ze względu na ich wysoką wydajność i łatwą konserwację. Są one zwykle zaprojektowane tak, aby zapewnić operatorowi dostęp do każdej tacy, dzięki czemu są względnie łatwe do czyszczenia i konserwacji. Wysokość kolumny i ilość materiału opakowania i/lub liczba metalowych tacek wraz ze spadkiem ciśnienia w kolumnie zasadniczo określają przepływ gazów odlotowych. Spadek ciśnienia jest decydującym czynnikiem przy wyborze płuczki i pod tym względem płuczki płytowe są najbardziej korzystne w porównaniu z innymi metodami oczyszczania gazu z punktu widzenia opłacalności. Przy wysokich natężeniach przepływu gazu, wieże płytowe wykazują większe spadki ciśnienia i mają większe opóźnienia cieczy.

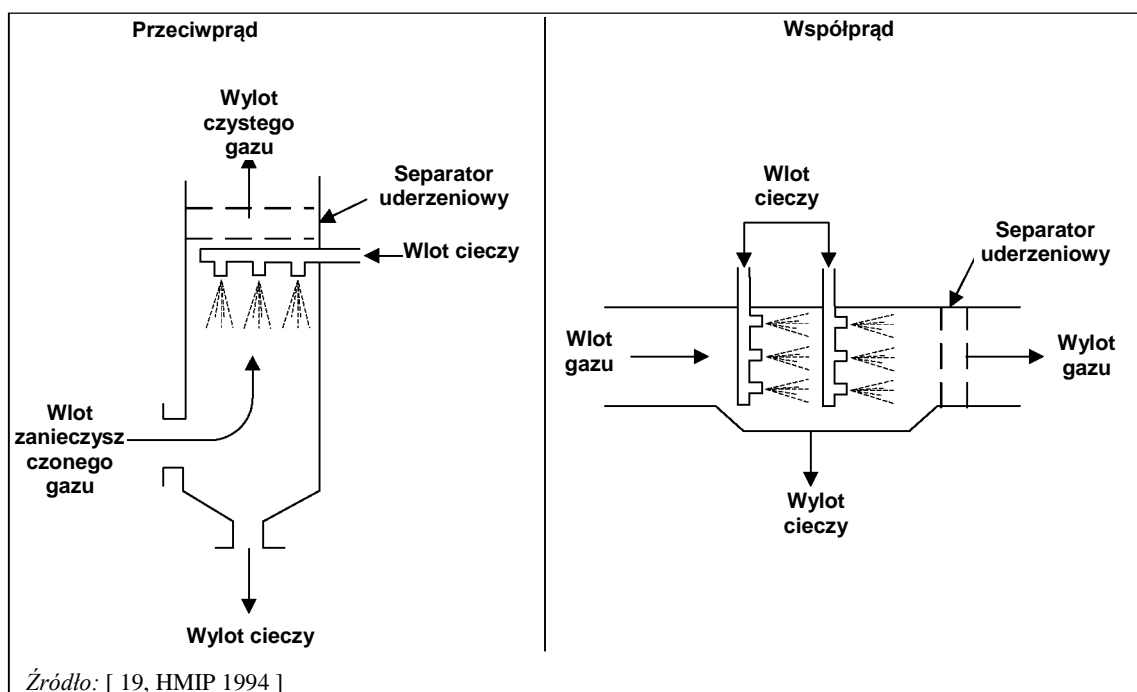


Rysunek 3.68: Płuczki uderzeniowe lub płytowe

Chemiczną absorpcję szkodliwych zanieczyszczeń gazowych, takich jak dwutlenek siarki, chlor i siarkowodór, można uzyskać stykając strumień powietrza z odpowiednimi substancjami chemicznymi umieszczonymi na płytach. Jednak kolumny z wypełnieniem są preferowane w stosunku do wież płytowych, gdy stosuje się kwasy i inne materiały korozyjne, ponieważ konstrukcja wieży może być wykonana z włókna szklanego, PCW lub innych, mniej kosztownych materiałów odpornych na korozję.

Wieże natryskowe

Wieże natryskowe (lub płuczki natryskowe) składają się z dysz natryskowych w górnej części wieży, przez które wchodzi ciecz do płukania oraz wlotu gazu w pobliżu dna. Zwykle strumień gazów odlotowych przechodzi przez wieżę w przeciwnym kierunku do przepływu cieczy. Typowym zastosowaniem dla wież natryskowych jest usuwanie kwaśnych gazów i substancji zapachowych. Przykład przedstawiono na Rysunku 3.69.



Rysunek 3.69: Wieża natryskowa

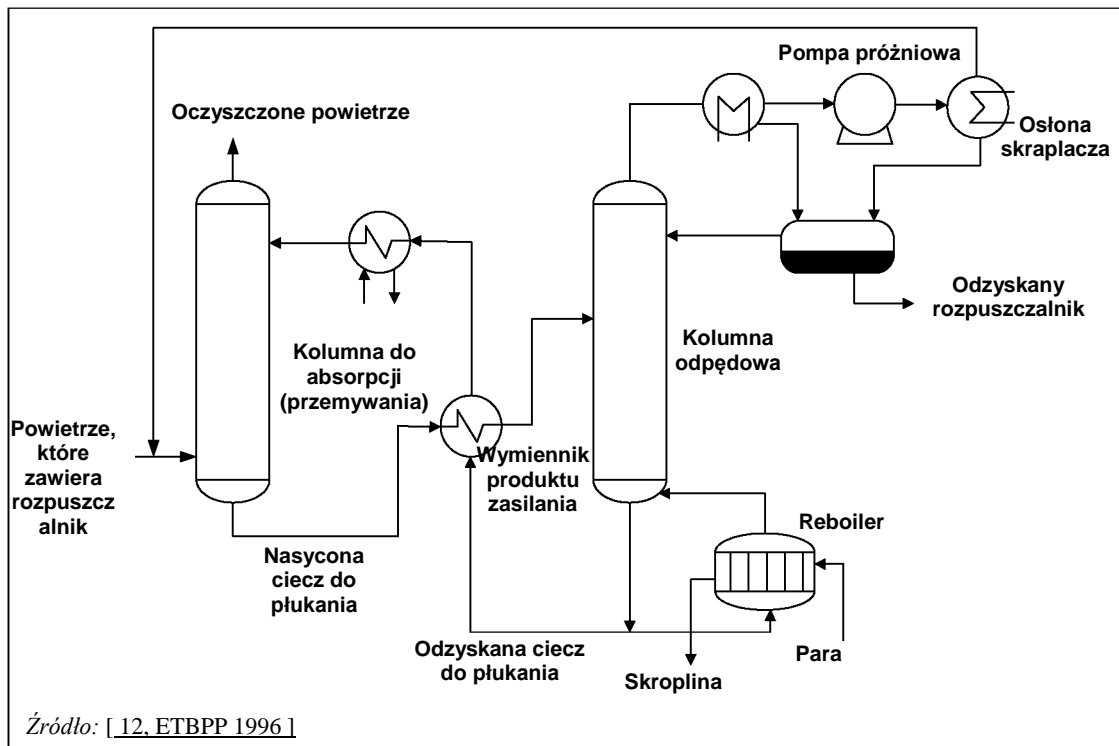
Zatykanie dysz natryskowych może powodować problemy.

Wieże natryskowe są tradycyjnymi układami mokrych płuczek używanych do stykania gazów odlotowych z sorbentem (patrz Sekcja 3.5.1.5.2). Wykazują one jednak najmniej skuteczną zdolność przenoszenia masy, a więc są zwykle ograniczone do usuwania wysoce rozpuszczalnych gazów.

Typowe stężenia zanieczyszczeń wynoszą od 100 mg/Nm^3 do 10000 mg/Nm^3 . Mokre płuczki w postaci wieży natryskowej nie są tak podatne na zanieczyszczenia, jak w przypadku płuczek z wypełnieniem, ale do wychwytywania cząstek stałych wymagane są bardzo wysokie stosunki cieczy do gazu ($> 3 \text{ l/m}^3$).

Kiedy zaabsorbowane gazy mają zostać odzyskane, niezbędny jest dodatkowy etap desorpcji. Zwykle metodą regeneracji odzyskiwania zawartości organicznej jest destylacja (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.14) lub odpędzanie z parą wodną (patrz Sekcja 3.3.2.3.4.17), przenoszące zawartość gazową z powrotem do fazy gazowej. Przy zastosowaniu odpędzania jako metody odzyskiwania, odpędzony gaz następnie skrapla się i zbiera. Kondensat jest ponownie wykorzystywany bezpośrednio w procesie lub rozdzielany na składniki, np. przez destylację. Odpędzanie i destylację prowadzi się pod zmniejszonym ciśnieniem w celu obniżenia temperatury i minimalizacji ryzyka degradacji związków organicznych [12, ETBPP 1996].

Typowy układ absorpcji/desorpcji przedstawiono na Rysunku 3.70. Desorpcja próżniowa opisana na Rysunek 3.70, nie jest ogólnie stosowana, ale stanowi alternatywę. Ułatwia ona wrzenie cieczy do płukania (rozpuszczalnika), ale utrudnia jej skraplanie.



Rysunek 3.70: Typowy system adsorpcji/desorpcji

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji płuczek gazowych zależy od czasu przebywania gazu w sekcji absorpcji, rodzaju zastosowanego wypełnienia, stosunku cieczy do gazu (L/G), szybkości odświeżania, temperatury wody i dodatku substancji chemicznych. Siły ciężenia i odśrodkowa odgrywają ważniejszą rolę w usuwaniu cząstek za pomocą płuczek pyłowych niż w przypadku płuczek gazowych (patrz Sekcja 3.5.1.4.5). Dodatek substancji chemicznych jest bardziej typowy dla płuczek gazowych [176, Schenk i wsp. 2009].

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów przedstawiono w Tabeli 3.170

Tabela 3.170: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziom emisji (mg/Nm ³) ⁽²⁾	Płyn myjący
Alkohole	30-99 ⁽³⁾	> 100 ⁽³⁾	Woda
Fluorowodór	>99 ^(3,4)	< 50 ^(3,5)	Woda
	99 ⁽³⁾	< 1 ^(3,5)	Zasadowy
Chlorowodór	99 ^(3,4)	< 10 ⁽³⁾	Woda
	99 ⁽³⁾	< 10 ^(3,5)	Zasadowy
Kwas chromowy	99 ⁽³⁾	< 10 ⁽³⁾	Woda
Odory	20-45 ⁽⁶⁾	NI	Woda
	60-85 ⁽³⁾	NI	Przemywanie zasadą i wodą
Amoniak	> 99 ⁽³⁾	< 1 ^(3,7)	Kwas i woda
Aminy	> 99 ^(4,7)	< 1 ^(3,7)	Kwas i woda
Estry	80 ⁽³⁾	NI	Kwas
Tlenek etylenu	99 ⁽³⁾	NI	Kwas
Dwutlenek siarki;	95-98 ⁽³⁾	< 10 ^(3,7)	Woda
	> 85 ⁽⁸⁾ -99 ^(3,9)	< 10 ^(3,9)	Zasadowy
	NI	70-75 mg/Nm ³ ⁽¹⁰⁾	NI
Fenole	90 ⁽³⁾	NI	Zasadowy
Siarkowodór	90-95 ^(4,7)	< 10 ppm ⁽³⁾	Zasadowy
	80-> 99 ^(4,11,12)	NI	NI
Związki nieorganiczne	95 99 ^(4,11,12,13,14,15,16)	NI	NI
LZO	99 ⁽³⁾	NI	NI
	50-95 ^(4,13,15,17)	NI	NI
	70-> 99 ^(4,14,16,18,19)	NI	NI

(¹) Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji, warunków roboczych i zastosowanych odczynników; jeśli nie zaznaczono inaczej, przedstawione wyniki są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i wsp. 2009].

(²) Podane poziomy emisji oznaczają wartości osiągane w niektórych instalacjach przemysłowych w normalnych warunkach roboczych; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków roboczych, podane wartości w przypadku uzyskiwania zezwolenia należy stosować z dużą ostrożnością [176, Schenk i wsp. 2009].

(³) [176, Schenk i wsp. 2009].

(⁴) Wysokie stężenie zasilania.

(⁵) Niskie stężenie zasilania.

(⁶) [227, CWW TWG 2009].

(⁷) [11, InfoMil 1999].

(⁸) [185, UBA DE 2009].

(⁹) Efektywność redukcji SO₂ 99% i poziom emisji < 10 mg/Nm³ to wydajności mokrej płuczki w skali pilotażowej. W październiku 2010 r. zgłoszono, że trwa budowa instalacji mokrej płuczki na pełną skalę [177, van Berkel 2010].

(¹⁰) Informacje dostarczone przez CEFIC [227, CWW TWG 2009].

(¹¹) Płuczka uderzeniowa płytowa

(¹²) [46, US EPA 2003].

wieża natryskowa, kilka odczynników.

Płuczka ze złożem wypełnionym.

(¹⁵) [49, US EPA 2003].

(¹⁶) [48, US EPA 2003].

(¹⁷) Może osiągnąć > 99 %.

Płuczka z opakowaniem włóknistym.

(¹⁹) [45, US EPA 2003].

Uwaga: NI = Brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Główne media i materiały eksploatacyjne wymagane dla systemów absorpcji podano w Tabeli 3.171 [12, ETBPP 1996].

Zużycie wody do przemywania zależy w dużym stopniu od wchodzących i wychodzących stężeń związków gazowych. Straty na odparowanie są przede wszystkim określone przez temperaturę i wilgotność wchodzącego strumienia gazu. Strumień gazu wychodzącego jest w większości przypadków całkowicie nasycony parą wodną [176, Schenk i wsp. 2009].

Tabela 3.171: Materiały eksploatacyjne związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów

Material eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Woda do przemywania	Silnie zależy od zastosowania ⁽¹⁾	
Substancje chemiczne (kwasy, zasady, utleniacze)	NI	
Urządzenia desorpcyjne: woda chłodząca do skraplacza, para do urządzenia odpędowego z parą wodną	30-40 kg/1000 Nm ³ gazu odlotowego (para 120 °C) ⁽²⁾	
Energia (kWh/1000 Nm ³)	0,2-0,5 ⁽¹⁾ (ogólnie) 0,2-1 (płuczka kwaśna) ⁽¹⁾ 0,02-0,1 (płuczka zasadowa) ⁽¹⁾	W zależności od zastosowania, nie uwzględniono desorpcji
Spadek ciśnienia (kPa)	0,4-0,8 ⁽¹⁾	W zależności od zastosowania
⁽¹⁾ [176, Schenk i wsp. 2009]. ⁽²⁾ [12, ETBPP 1996]. Uwaga: NI = Brak informacji.		

Zwykle wymagana jest dodatkowa obróbka cieczy recyrkulacyjnej, w zależności od jej degradacji (np. nierozpuszczalna zawartość substancji stałych) i strat spowodowanych parowaniem.

Przemywanie generuje ścieki wymagające oczyszczania, jeśli ciecz do płukania z jej zawartością nie zostanie wykorzystana w inny sposób (w niektórych przypadkach można ją odparować i przetworzyć w celu odzyskania produktów). W Niemczech spalarnia odpadów dla ciekłych odpadów i gazów odlotowych zwraca ciecz do płukania z powrotem do systemu i odparowuje ją w komorze spalania, co powoduje, że instalacja jest wolna od ścieków. Ponadto energię wytworzoną w spalarni odpadów wykorzystuje się do produkcji pary [191, UBA DE 2009].

Kwaśna woda do przemywania jest częściowo odprowadzana w celu kontrolowania pH. Odprowadzoną wodę do przemywania należy przed jej zrzutem poddać oczyszczeniu [176, Schenk i wsp. 2009]. Zasadową wodę do przemywania również częściowo się odprowadza, aby regulować pH lub zapobiegać odkładaniu się soli. Odwodniona woda przed zrzutem w większości przypadków wymaga oczyszczenia. W niektórych przypadkach wodę można wykorzystać ponownie, na przykład do wytwarzania gipsu w przypadku usuwania SO₂ [176, Schenk i wsp. 2009]. Odpowiednim oczyszczaniem jest desorpcja zawartości gazów odlotowych, którą przeprowadza się w każdym przypadku, gdy celem przemywania jest odzysk gazu. Desorpcja może powodować emisje do powietrza. Należy uwzględnić zapotrzebowanie na energię.

Dane robocze

Konstrukcja i konserwacja [176, Schenk i wsp. 2009]

Optymalnie zaprojektowany system przemywania o niskiej emisji wymaga wysokiego poziomu niezawodności, pełnej automatyzacji i dobrego poziomu konserwacji. Najważniejszymi parametrami konstrukcyjnymi są: przepływ gazu, temperatura robocza, maksymalna temperatura i skład gazu odpadowego. Przy projektowaniu systemu kwaśnych lub zasadowych płuczek, zastosowanym materiałem syntetycznym jest główny materiał konstrukcyjny.

Monitorowanie [19, HMIP 1994]

Efektywność redukcji systemu płuczek określa się, monitorując stężenie zanieczyszczeń gazowych przed i po przejściu przez system płuczek. Dwutlenek siarki zazwyczaj monitoruje się za pomocą analizatorów podczerwieni; w przypadku halogenowodorów stosuje się mokre metody chemiczne. LZO mierzy się jako węgiel ogólny, z wyłączeniem cząstek stałych, za pomocą detektora płomieniowo-jonizacyjnego. Analizę jakościową emisji można wykonać, jeśli pobierze się losowe próbki gazu w wybranych punktach pobierania próbek, a następnie zanalizuje się je za pomocą GC/MS. Efektywność redukcji emisji zapachowych określa się, pobierając próbki losowe w odpowiednich punktach pobierania próbek, a następnie analizując je za pomocą olfaktometrii.

Niezbędne są dalsze pomiary okresowe obejmujące:

- spadek ciśnienia na płuczce gazowej, jako środek do wykrywania nieprawidłowości w działaniu, które mogą wymagać czynności konserwacyjnych;
- prędkość przepływu wody uzupełniającej w płuczce gazowej;
- prędkość przepływu wody w obiegu zamkniętym;
- prędkość przepływu reagenta;
- w niektórych przypadkach: pH, temperaturę, przewodność elektryczną i potencjał redukcyjny.

Mokre płuczki gazowe wymagają regularnych kontroli w celu rozpoznania wszelkich przypadków pogorszenia stanu instalacji, na przykład wskutek korozji czy zablokowania drożności. Należy zapewnić łatwy dostęp do płuczki. Jest istotne, aby nieprawidłowości w działaniu były wykrywane szybko, oraz żeby na wylocie wentylacyjnym instalacji absorpcyjnej stosowane było odpowiednie oprzyrządowanie z alarmami ostrzegające w przypadku awarii sprzętu.

Zwykle, do realizacji automatycznej obsługi pracy obiektu (np. praca przy zadanych wartościach pH i potencjału redukcyjnego, zoptymalizowanych dla wysokiej absorpcji gazu) stosowany jest system ze sterownikiem programowalnym (PLC) lub cyfrowy system komputerowy (DCS). Dostępny jest program, który może przewidywać optymalne parametry pracy, tj. wymagania dotyczące cyrkulacji i pary, dla określonego składu gazów odlotowych. Jest to szczególnie użyteczne tam, gdzie zmiany w przepływie gazu i/lub stężeniu rozpuszczalnika będą prawdopodobnie znaczące.

Działania wymagane od operatorów instalacji są minimalne, pod warunkiem, że system sterowania zostanie wyposażony w urządzenia automatycznego wyłączenia oraz alarmy, np. w przypadku niskiego przepływu cieczy lub rozszczelnienia.

Oczekuje się, że wymagania w zakresie utrzymania będą niskie. Ograniczają się one głównie do rutynowych kontroli systemu desorbera, ponieważ jakość desorpcji stanowi kluczowy czynnik efektywności absorpcji, oraz do kontroli urządzeń zawierających ruchome części [12, ETBPP 1996].

Zastosowanie

Przemywanie lub absorpcja są szeroko wykorzystywane jako techniki służące do odzyskiwania surowców i/lub produktów przy oddzielaniu i oczyszczaniu strumieni gazu zawierających wysokie stężenia LZO, w szczególności związków rozpuszczalnych w wodzie takich, jak alkohole, aceton czy formaldehyd. Stosowanie absorpcji jako głównej techniki regulacji par organicznych jest zależne od dostępności odpowiedniego rozpuszczalnika, przy wysokiej rozpuszczalności dla gazu, niskiego ciśnienia pary i niskiej lepkości.

Jako ostateczną technikę regulacji emisji, przemywanie gazu powszechnie stosuje się raczej w przypadku związków nieorganicznych, niż wobec LZO. Możliwość jej zastosowania jako metody kontroli zanieczyszczeń zależy od:

- wartości odzysku zanieczyszczeń;
- kosztu utylizacji ścieków;
- wymaganej efektywności usuwania;
- stężenia zanieczyszczeń na wejściu gazów odlotowych;
- dostępności odpowiedniego rozpuszczalnika/reagenta chemicznego.

Proces absorpcji wzmacniają:

- większe powierzchnie kontaktu;
- wyższe proporcje ciecz/gaz;
- wyższe stężenia w strumieniu gazu;
- niższe temperatury.

Niskie stężenia gazów wylotowych będą zazwyczaj wymagane dla niebezpiecznych LZO, prowadzących do niepraktycznie wysokich wież absorpcyjnych, długich czasów kontaktu oraz dużych proporcji cieczy do gazu, które mogą nie być ekonomicznie efektywne. Tym samym, mokre płuczki gazowe są bardziej efektywne dla potrzeb kontroli niebezpiecznych LZO w przypadku stosowania w połączeniu z innymi urządzeniami regulacyjnymi, takimi jak adsorbery GAC (patrz Sekcja 3.5.1.2.3) lub dopalacze gazów odlotowych (patrz Sekcje 3.5.1.3.5 i 3.5.1.3.6).

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.172.

Tabela 3.172: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazu (Nm ³ /h)	50–500 000 ⁽¹⁾
	1 800–170 000 (płuczka z wypełnieniem włóknistym) ⁽²⁾
	900–130 000 (płuczka ze złożem wypełnionym) ⁽³⁾
	1 700–130 000 (płuczka płytowa uderzeniowa) ⁽⁴⁾
	2 500–170 000 (wieża natryskowa) ⁽⁵⁾
Temperatura (°C)	5–80 (ogólne) ⁽¹⁾
	< 60 (płuczka z wypełnieniem włóknistym) ⁽²⁾
	4–38 (płuczka ze złożem wypełnionym do kontroli zanieczyszczeń gazowych) ⁽³⁾
	4–38 (płuczka płytowa uderzeniowa do kontroli zanieczyszczeń gazowych) ⁽⁴⁾
	4–38 (wieża natryskowa do kontroli zanieczyszczeń gazowych) ⁽⁵⁾
	10–40 (przemywanie utleniające z zasadą) ⁽¹⁾
	30 (odsiarczanie biogazu) ⁽¹⁾
	(wysokie temperatury gazu mogą prowadzić do poważnych strat przy parowaniu płynu do przemywania)
Ciśnienie	atmosferyczne
Spadek ciśnienia (mbar)	4–8 (przemywanie kwasem) ⁽⁶⁾
Obciążenie zanieczyszczeniami	0,2–11 (płuczka z wypełnieniem włóknistym) ⁽²⁾
Zawartość cząstek stałych (mg/Nm ³)	< 10; dla zapewnienia dobrej wydajności wymagane są niskie stężenia pyłu.
	Płuczki zaprojektowane do usuwania pyłu mogą pracować przy wyższych stężeniach pyłu (patrz Sekcja 3.5.1.4.5) ⁽⁶⁾
Zawartość alkoholi (mg/Nm ³)	200–5 000 ^(6,7)
Zawartość amoniaku (mg/Nm ³)	200–1 000 (przemywanie kwasem) ⁽⁶⁾
Zawartość amin (mg/Nm ³)	10–1 000 (przemywanie kwasem) ⁽⁶⁾
Zawartość estrów (mg/Nm ³)	> 100 (przemywanie kwasem) ⁽⁶⁾
Zawartość HCl (mg/Nm ³)	50–20 000 ^(6,8)
Zawartość HF (mg/Nm ³)	50–1 000 ⁽⁶⁾
Zawartość fenoli (mg/Nm ³)	< 5 000 ⁽⁶⁾
Zawartość SO ₂ (mg/Nm ³)	100–10 000 ⁽⁶⁾
Zawartość H ₂ S (mg/Nm ³)	1 000–10 000 ppm ⁽⁶⁾
⁽¹⁾ [11, InfoMil 1999]. ⁽²⁾ [45, US EPA 2003]. ⁽³⁾ [48, US EPA 2003]. ⁽⁴⁾ [46, US EPA 2003]. ⁽⁵⁾ [49, US EPA 2003]. ⁽⁶⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽⁷⁾ Z przemywaniem wodą. ⁽⁸⁾ Z przemywaniem z zasadą.	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.173.

Tabela 3.173: Zalety i wady związane z mokrymi płuczkami do usuwania gazów

Zalety	Wady
<p><u>Ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Szeroki zakres zastosowań Można uzyskać bardzo wysoką efektywność redukcji Kompaktowa instalacja dzięki korzystnej proporcji między przepustowością a pojemnością urządzenia Prosta i solidna technologia Prosta konserwacja Tylko kilka elementów zużywalnych Możliwość obróbki gazów/pyłów łatwopalnych i wybuchowych przy niewielkim ryzyku Również, możliwość chłodzenia strumieni gorącego gazu (oziebianie) Możliwość oczyszczania mgły Możliwość neutralizacji gazów i pyłów korozyjnych Możliwość modułowej konstrukcji 	<p><u>Ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Do zastąpienia oczyszczonej wody i uzupełnienia strat przy parowaniu wymagana jest woda lub rozcieńczone substancje chemiczne Ścieki powstałe w wyniku wymiany płynu do przemywania wymagają oczyszczania W wielu zastosowaniach wymagane są środki kondycjonujące (np. kwasy, zasady, utleniacze, zmiękczacze) Pył oddzielony jako osad wymaga oczyszczania albo do ponownego wykorzystania, albo do czynności likwidacyjnych Do wykonania zadania potrzebna jest konstrukcja wsporcza Wrażliwość na korozję. W przypadku instalacji na zewnątrz konieczne jest zabezpieczenie przed mrozem (w zależności od klimatu) Materiał wypełniający wrażliwy na zatykanie przez pył lub smar Zebrane substancje nierozpuszczone mogą być zanieczyszczone i nie nadawać się do recyklingu Gazy odlotowe mogą wymagać ponownego nagrzania dla uniknięcia widocznej smugi (para) Aby rozwiązać problemy związane z odorem, wymagane są próby pilotażowe w celu oceny potencjału systemu do jego redukcji Ponowne wykorzystanie płynu do przemywania może spowodować wzrost emisji nieprzyjemnego odoru
<p><u>Płuczki ze złożem wypełnionym</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Spadek ciśnienia niski do średniego Płuczki gazowe z tworzyw sztucznych i tworzyw sztucznych wzmocnionych włóknem szklanym (FRP) mogą pracować w silnie korozyjnych atmosferach Wysoka efektywność przenikania masy Możliwość poboru gazów oraz cząstek stałych Niskie koszty inwestycyjne Niewielka wymagana przestrzeń 	<p><u>Płuczki ze złożem wypełnionym</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Tendencja do zatykania złoża Relatywnie wysokie koszty utrzymania w porównaniu do innych technik płukania gazu Wrażliwość na temperaturę w przypadku konstrukcji wykonanych z FRP Relatywnie wysokie koszty utrzymania
<p><u>Płuczki płytowe uderzeniowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Elastyczność warunków eksploatacji (zmiennosc prędkości przepływu) Duża uniwersalność w przypadku niskiej prędkości przepływu gazu, jako że mogą one również pracować przy niskim przepływie cieczy Realizacja absorpcji gazu i poboru pyłu w pojedynczym module Poprawienie kontaktu gaz-szlam przy usuwaniu SO₂ Łatwość konserwacji i eksploatacji 	<p><u>Płuczki płytowe uderzeniowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Osadzanie się pyłu wokół zaworów i/lub na płytach Wyższe koszty, niż w przypadku innych mokrych płuczek gazowych
<p><u>Wieże natryskowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Mały spadek ciśnienia Konstrukcje wykonane z FRP mogą pracować w silnie korozyjnych atmosferach Niskie zużycie energii w porównaniu z innymi mokrymi płuczkami gazowymi Niskie koszty inwestycyjne w porównaniu z innymi mokrymi płuczkami gazowymi Względnie nienarażone na zatykanie Względnie niewielkie wymagania przestrzeni Możliwość poboru gazów, jak i cząstek stałych 	<p><u>Wieże natryskowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Niska efektywność przenikania masy Niska efektywność usuwania pyłu drobnego Wrażliwość na temperaturę w przypadku konstrukcji wykonanych z FRP Wysokie koszty eksploatacji

Modernizacja istniejących urządzeń może być trudna ze względu na ograniczoną dostępność przestrzeni i/lub skomplikowane modyfikacje istniejących instalacji rurowych odprowadzających gazy spalinowe, które mogą wymagać długotrwałego przestoju obiektu w celu wdrożenia systemu przemywania. Dla usprawnienia działania urządzeń do odzysku można również doposażyć istniejące systemy absorpcyjne w ulepszone wypełnienie strukturalne i/lub cieczę [12, ETBPP 1996] [227, CWW TWG 2009].

Ekonomika

Ekonomikę mokrych płuczek gazowych do usuwania gazów przedstawiono w Tabeli 3.174.

Tabela 3.174: Ekonomika związana z mokrymi płuczkami do usuwania gazów (bez oczyszczania ścieków)

Rodzaj kosztów	Koszty				
	Wypełnienie włókniste	Złoże ruchome	Złoże wypełnione	Płyta uderzeniowa	Wieże natryskowe
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	600–1 800 USD (4601 380 EUR) (¹)	BI	6 30032 500 USD (6 73034 700 EUR) (²)	1 300–7 000 USD (1 390–7 480 EUR) (³)	500–2 200 USD (5402 350 EUR) (⁴)
	Ogólne: 2 500–25 000 EUR, w zależności od konstrukcji (⁵) Płuczka z kwasem: 7 500–25 000 EUR, w zależności od skali i konstrukcji (⁵) Płuczka z zasadą: 2 500–35 000 EUR, w zależności od skali i konstrukcji (⁵)				
Roczne koszty eksploatacji (za 1.000 Nm ³ /h)	1 00021 100 USD (77016 100 EUR) (¹)	BI	9 30028 900 USD (9 94030 900 EUR) (²)	1 500–42 000 USD (1 60044 900 EUR) (³)	80028 100 USD (85030 000 EUR) (⁴)
Koszty eksploatacji: Czas Praca Materiały eksploat.	Okolo 4 h/tydzień (⁵) 5 000–8 000 EUR/rok (⁵) Okolo 150 EUR/t (dla kwasów); okolo 200 EUR/t (dla sody kaustycznej) (⁵)				
Opłacalność (za tonę usuniętego zanieczyszczenia na rok)	40–710 USD (31–540 EUR) (¹)	BI	110–550 USD (120–590 EUR) (²)	51–1 300 USD (54–1 390 EUR) (³)	28–940 USD (30–1 000 EUR) (⁴)
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ gazu, reagenty i ewentualne oczyszczanie pozostałej emisji (ścieki)				
Korzyści	Potencjalny odzysk produktów dla płuczek mokrych i z kwasem; zwykle żadnych dla płuczek z zasadą				
⁽¹⁾ Dane kosztowe za 1995 [45, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 1995: EUR/USD = 1,307. ⁽²⁾ Dane kosztowe za 2002 [48, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽³⁾ Dane kosztowe za 2002 [46, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽⁴⁾ Dane kosztowe za 2002 [49, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽⁵⁾ [176, Schenk i in. 2009].					

Czynniki kosztowe przedstawiono w Tabeli 3.175.

Tabela 3.175: Czynniki kosztowe związane z mokrymi płuczkami gazowymi do usuwania gazów

Czynniki	Wpływ/wyniki
Prędkość przepływu emisji	Ogólna wielkość instalacji, zapotrzebowanie na media
Wymagana efektywność odzysku	Wysokość kolumny przemycania
Efektywność absorpcji rozpuszczalnika	Prędkość recyrkulacji płynu do przemycania i stąd wymagania dotyczące pompowania
Typ rozpuszczalnika	Dobór płynu do przemycania
Rozpuszczalność rozpuszczalnika	Złożoność technik dalszej separacji (wprost proporcjonalna do rozpuszczalności), energochłonność technik separacji (wprost proporcjonalna)
Mieszanki rozpuszczalników	Złożoność technik dalszej separacji (wprost proporcjonalna do rozpuszczalności), energochłonność technik separacji (wprost proporcjonalna)
Obciążenie rozpuszczalników	Tempo desorpcji i dalsze zapotrzebowanie na media takie, jak para
Degradacja płynu do przemycania	Duża prędkość usuwania zużytego płynu i stąd wysokie koszty oczyszczania i/lub utylizacji
Łatwość desorpcji rozpuszczalnika	Temperatura desorpcji
Źródło: [12, ETBPP 1996]	

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynniki mające wpływ na wykorzystanie przemycania obejmują:

- odzysk surowców i/lub produktów w strumieniach gazu zawierających wysokie stężenia LZO, w szczególności związków rozpuszczalnych w wodzie, takich jak alkohole, aceton czy formaldehyd;
- redukcja związków nieorganicznych.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że mokre płuczki gazowe są szeroko stosowane w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, jak obróbka powierzchni, magazynowanie i przeładunek substancji chemicznych, a także spalanie odpadów.

Przemycanie z kwasem jest powszechnie stosowane w branży chemicznej oraz w innych sektorach takich, jak obróbka nawozów, kompostowanie, obróbka odpadów (amoniak, aminy), odlewnie (aminy) oraz produkcja pasz dla ryb (aminy).

Przemycanie z zasadą jest powszechnie stosowane w branży chemicznej oraz w innych sektorach takich, jak magazynowanie i przeładowywanie substancji chemicznych, spalanie odpadów (np. w zakładach chemicznych w Niemczech [185, UBA DE 2009]), instalacje przetwarzania odpadów, przepompownie ścieków oraz oczyszczalnie ścieków.

Przykładowe instalacje obejmują centralne oczyszczalnie gazów odlotowych i spalarnie odpadów w Niemczech [185, UBA DE 2009] [186, UBA DE 2009] [187, UBA DE 2009] [191, UBA DE 2009].

Bibliografia

[11, InfoMil 1999] [12, ETBPP 1996] [19, HMIP 1994] [45, US EPA 2003] [46, US EPA 2003] [48, US EPA 2003] [49, US EPA 2003] [176, Schenk i in. 2009] [177, van Berkel 2010] [185, UBA DE 2009] [186, UBA DE 2009] [187, UBA DE 2009] [191, UBA DE 2009] [227, CWW TWG 2009] [250, Ullmann's 2011]

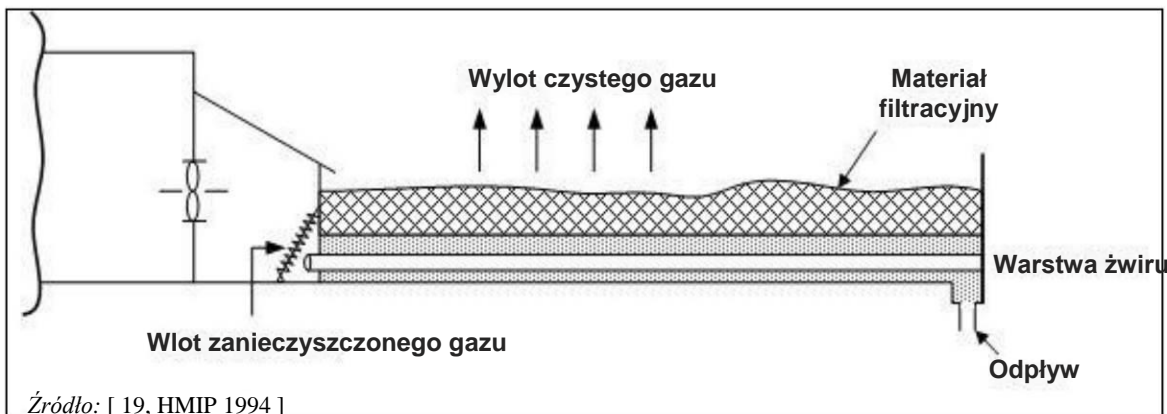
3.5.1.3 Techniki ograniczenia emisji LZO i związków nieorganicznych

3.5.1.3.1 Biofiltracja

Opis

Strumień gazów odlotowych jest przepuszczany przez złożę materiału organicznego (takiego, jak torf, wrzos, kompost, karpiny, kora drzewna, torf, kompost, drewno miękkie i różne połączenia) lub materiału obojętnego (jak glina, węgiel aktywny i poliuretan), gdzie następuje jego biologiczne utlenianie przez naturalnie występujące mikroorganizmy do dwutlenku węgla, wody, soli nieorganicznych i biomasy.

Konstrukcję filtra biologicznego przedstawiono na Rysunku 3.71.



Rysunek 3.71: Konstrukcja filtra biologicznego

Biofiltry można podzielić na:

- biofiltry otwarte;
- biofiltry zamknięte.

Biofiltr otwarty składa się z warstwy porowatego materiału biofiltracyjnego, pod którym ułożona jest sieć rur, przez które zanieczyszczone powietrze jest wdmuchiwane do filtra. Filtry te wymagają długiego czasu zatrzymania, a tym samym mają raczej duże rozmiary. Mogą one być stosowane przy niskich prędkościach przepływu gazu. Alternatywą jest stosowanie biofiltrów wielopoziomowych, gdzie kilka warstw materiału ułożonych jedna nad drugą zastępuje stosowanie dużej powierzchni. W zimnych strefach klimatycznych (mróz), zastosowanie biofiltrów otwartych jest ograniczone.

Biofiltr zamknięty składa się z warstwy materiału utrzymującego odpowiednią populację mikroorganizmów umieszczonych pod systemem dystrybucyjnym, który równomiernie doprowadza strumień zanieczyszczonych gazów odlotowych do filtra. Strumień gazu jest wprowadzany do filtra przez wentylatory elektryczne. Gaz przepływa od góry w dół lub odwrotnie. Materiały wykonania dmuchawy, systemu wentylacyjnego i biofiltra powinny minimalizować wpływ korozyjnych gazów odlotowych, nadmiaru kondensatu i pyłu/osadu.

Większość eksploatowanych biofiltrów to filtry ze złożem otwartym, które są mniej kosztowne niż biofiltry zamknięte, ale również mniej wydajne. Stąd, preferowane mogą być zamknięte systemy filtracyjne z kontrolowanym doprowadzeniem i wypływem gazów odlotowych. Można założyć, że w wielu przypadkach otwarte systemy filtracyjne nie pozwalają na odpowiednią eliminację emisji i często brak jest opcji technologicznych dla osiągnięcia pełnej redukcji LZO. Nowoczesne zamknięte biofiltry można zmodernizować tak, aby zapewnić redukcję szerokiego spektrum związków ksenobiotycznych.

Mikroorganizmy są zamknięte w złożu nieruchomym. Wysokość materiału filtracyjnego wynosi od 0,5 do 1,5 m, maksymalnie dwie do trzech warstw. Obciążenie właściwe złoża filtracyjnego

mieści się między 100 a 500 Nm³/h na m² powierzchni filtra. We Francji, najlepsza praktyka wykazuje, że wysokość materiału filtracyjnego powinna wynosić co najmniej 1 m dla uzyskania czasu zatrzymania między 15 a 60 s, zaś obciążenie właściwe powinno mieścić się między 100 a 150 Nm³/h na m² [227, CWW TWG 2009].

Parametry takie jak pH biologicznego wkładu filtracyjnego, zawartość wilgoci (wymagana jest względna wilgotność gazu około 95 % lub większa) i temperatury gazów wlotowych mają wpływ na zdolność usuwania odorów.

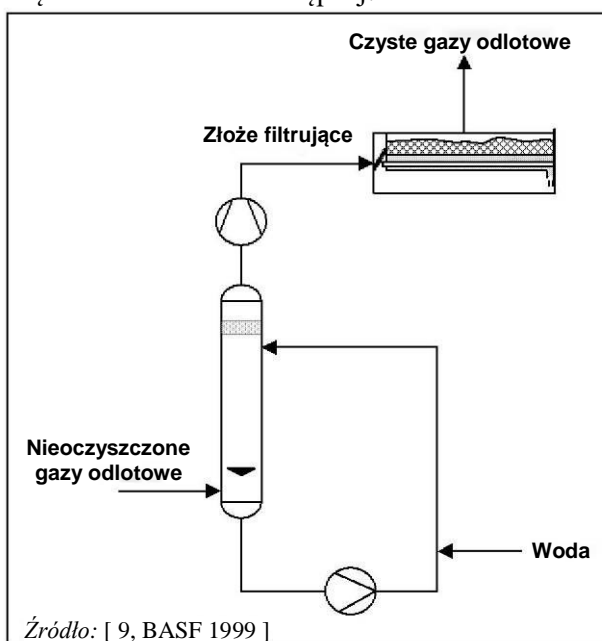
Bilans zawartości wilgoci jest regulowany przy pomocy wcześniej podłączonego nawilzacza lub płuczki gazowej, czasami w połączeniu z nawilżaniem przez materiał filtracyjny. Wilgotność względna materiału filtracyjnego powinna wynosić niższa, niż 60% aby uniknąć zatykania. Urządzenie nawilżające wymaga zabezpieczenia przed zamarzaniem w rejonach, gdzie temperatury spadają znacznie poniżej 0 °C.

W przypadku stosowania dla strumieni ciepłych gazów odlotowych (> 35 °C) niezbędne jest zapewnienie chłodzenia, poprzez mieszanie z powietrzem, albo wprowadzenie płuczki gazowej lub wymiennika ciepła. Mokre przemywanie można stosować jako obróbkę wstępną mającą na celu obniżenie zawartości cząstek stałych, obciążenia zanieczyszczeniami oraz ilości zanieczyszczeń nieodpowiednich dla biofiltracji.

Czas zatrzymania umożliwiający efektywną redukcję, np. odoru, zależy od stężenia zanieczyszczeń. W przybliżeniu, należy dążyć do minimalnego czasu zatrzymania 30 do 45 s.

Jakość zastosowanych materiałów i przebieg procesów w maszynach biofiltracyjnych powinny zapewniać ochronę przed korozją. Należy zapewnić usuwanie skroplin z przewodów [4, Braun i in. 1994].

Typowy przebieg procesu biofiltracji przedstawiono na Rysunku 3.72. Wykorzystuje on mokrą płuczkę gazową jako urządzenie do obróbki wstępnej.



Rysunek 3.72: Typowy proces z filtrem biologicznym

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z biofiltracją podano w Tabeli 3.176.

Tabela 3.176: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z biofiltracją

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziom emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO	75–95 ⁽³⁾	5–50 ⁽⁴⁾	–
Toluen	80–95 ⁽³⁾	5–20 ⁽⁴⁾	–
Styren	80–90 ⁽³⁾	10–50 ⁽⁴⁾	–
Estry kwasu karboksylowego	77–89 ⁽⁵⁾	10 ⁽⁵⁾	W niemieckiej instalacji przy objętości gazów odlotowych 30.000 Nm ³ /h
Etanol	> 90 ⁽⁶⁾	BI	–
Odor	70 ⁽²⁾ –99 ⁽⁷⁾	< 1.000 ou _E /Nm ³ ⁽³⁾	–

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i in. 2009].

⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].

⁽³⁾ [176, Schenk i in. 2009].

⁽⁴⁾ [182, Martin 2010].

⁽⁵⁾ Podawane stężenie stanowi średnią dzienną wartość uśrednioną na całej powierzchni filtra (objętościowa średnia ważona względem przepływu) [180, UBA DE 2009].

⁽⁶⁾ [200, Wang i in. 1996].

⁽⁷⁾ [104, COM 2003]: przybliżony zakres stosowania 10.000–200.000 ou_E/Nm³.

NB: BI = brak informacji.

Dla niektórych związków zapachowych (np. merkaptany, H₂S), minimalna efektywność redukcji wynosi 75 %. Zastosowanie płuczki i biofiltra w połączeniu może zwiększyć wydajność. W przypadku innych związków zapachowych, efektywność redukcji jest nieco niższa. Badanie porównawcze efektywności redukcji odorów między płuczkami (patrz sekcja 3.5.1.2.4) a biofiltrami pokazuje, że biofiltry osiągają wyższe wydajności [176, Schenk i in. 2009].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Przesiłekająca woda z biofiltra jest zanieczyszczona produktami rozkładu (np. azotan, siarczan) oraz materiałami organicznymi. Te ścieki wymagają oczyszczania. Okresowo należy wymieniać i utylizować materiał złoża filtrującego (np. poprzez kompostowanie lub spalanie) [176, Schenk i in. 2009].

Gdy nie są oczyszczane żadne gazy odlotowe, poprzez biofiltr należy wprowadzać świeże powietrze umożliwiające przeżycie mikroorganizmów [180, UBA DE 2009].

Materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.177.

Tabela 3.177: Materiały eksploatacyjne związane z biofiltracją

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Materiał filtracyjny ⁽¹⁾	BI	–
Substancje chemiczne (składniki odżywcze, związki alkalizujące i kwasowe do regulacji pH)	BI	–
Woda (l/1 000 Nm ³)	5 ⁽²⁾	Stosowana do nawilżacza (strumień powietrza jest nasycony zmiękczoną wodą). Pewna ilość przesiąkającej wody zostanie również uwolniona z materiału filtracyjnego ⁽³⁾ .
Energia (kWh/1 000 Nm ³)	< 1 ⁽²⁾	Wykorzystywana do napędu wentylatorów
Spadek ciśnienia (kPa)	0,5–2 ⁽²⁾	0,25 kPa dla filtra kokosowego ⁽³⁾ 1,5 kPa dla filtra kompostowego ⁽³⁾
<p>⁽¹⁾ Trwałość użytkowa materiału filtracyjnego zależy od jego obciążenia przez zakwaszenie, zatrucie i zużycie. Materiał filtracyjny powinien być wymieniany okresowo (co 0,5–5 lat), w zależności od typu i składu wypełnienia [176, Schenk i in. 2009].</p> <p>⁽²⁾ [11, InfoMil 1999].</p> <p>⁽³⁾ [176, Schenk i in. 2009].</p> <p>NB: BI = brak informacji.</p>		

O trwałości użytkowej organicznego materiału filtracyjnego (np. karpina, kora drzewna, torf, kompost, materiał kokosa i/lub ich mieszaniny) decyduje przede wszystkim zakwaszenie (N, S i Cl), zużycie i/lub zatrucie, oraz spadek ciśnienia. Czasami, należy wprowadzić dodatkowe składniki odżywcze, jeżeli organiczny materiał filtracyjny ulega degradacji zbyt wolno [176, Schenk i in. 2009].

Przy otwartych biofiltrach materiał filtracyjny należy regularnie uzupełniać i od czasu do czasu usuwać. Na złożu filtrującym może zachodzić kanalizacja gazów odlotowych obniżająca sprawność biofiltra. Ponieważ niewszystkie LZO przesyłane przez biofiltr ulegają biodegradacji, może pojawić się obciążony materiał filtracyjny zawierający niebezpieczne substancje zanieczyszczające, które należy usuwać jako odpady (np. przez spalanie). Przesiáakająca woda uwalniana z materiału filtracyjnego może zawierać organiczne pozostałości i powinna być usuwana. Biofiltry zamknięte zwykle recyklują odciek po ługowaniu.

Dane eksploatacyjne

Efektywność biofiltracji w dużym stopniu zależy od zawartości strumienia gazów odlotowych. Ponadto, nagłe zmiany warunków materiałów biofiltracyjnych (np. temperatura) mogą mieć negatywny wpływ na wydajność systemu. Jeżeli parametry zmieniają się w czasie powoli, wówczas materiał dostosowuje się i wydajność procesu pozostaje wysoka [199, Fogarty i Curran 2005].

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Typowe ciśnienie powierzchniowe biofiltra wynosi około 50–500 Nm³/(m²×h), ale może ono spaść do 5 lub wzrosnąć do 500 Nm³/(m²×h). Podczas wypełniania należy zachować uwagę, równomiernie rozprowadzając materiał filtracyjny i upewniając się, że nie pozostają zbite albo luźne obszary. Mogą one bowiem powodować powstawanie strumieni zwarciovych, przez co powietrze będzie nieprawidłowo oczyszczane, a powierzchnia efektywnej powierzchni filtracyjnej ulegnie zmniejszeniu. W przypadku odwodnienia filtra wskutek występowania strumieni zwarciovych efektywność procesu spadnie jeszcze bardziej.

W przypadku stosowania przy gorącym przepływie powietrza (> 38 °C) niezbędne jest chłodzenie. Można je zapewnić przy pomocy mieszaniny powietrza z zewnątrz, płuczki wodnej (z pojedynczym przejściem) lub wymiennika ciepła/kondensatora.

Materiał filtracyjny należy okresowo wymieniać (co 0,5–5 lat), w zależności od rodzaju materiału wypełniającego i składu gazów.

Monitoring

Chociaż z zasady biofiltry są statyczne i wymagają niewielkiego zakresu konserwacji mechanicznej, to doświadczenie wskazuje na konieczność regularnych kontroli i monitoringu. Efektywność redukcji może być doskonała przez pierwsze kilka lat, jednak w krótkim czasie

może drastycznie spaść wskutek braku składników odżywczych, problemów z bilansem cieczy i/lub pogorszeniem stanu materiału filtracyjnego [176, Schenk i in. 2009].

Równowaga wilgotności wymaga dokładnego zbadania, ponieważ ma krytyczne znaczenie dla precyzyjnego działania biofiltrów.

Efektywność można określić poprzez ocenę gazów wlotowych i odlotowych, stosując odpowiednią metodę zależnie od redukowanych zanieczyszczeń. Wymagana jest regularna kontrola odczynu pH przesiąkającej wody uwalnianej ze złoża filtrującego.

Zastosowanie

Biofiltracja jest odpowiednia dla niskich stężeń zanieczyszczeń łatwo rozpuszczalnych w wodzie. Jednakże, w normalnych warunkach nie proces ten nie jest właściwy dla gazów odlotowych zawierających wiele różnych i/lub zmieniających się zanieczyszczeń. Ponadto, metan nie zostaje usunięty, ponieważ niezbędny do tego czas zatrzymania byłby zbyt długi przy normalnych wymiarach filtra.

[176, Schenk i in. 2009] [198, Schlegelmilch i in. 2005] Gdy stężenia azotowych, siarkowych czy chlorowych związków organicznych i nieorganicznych są zbyt wysokie, to powstawanie odpowiednio kwasu azotowego, siarkowego i chlorowodorowego może zakwasić materiał filtrujący czyniąc go bezużytecznym i w ten sposób znacznie zwiększając wymaganą częstotliwość wymiany. Przy stosowaniu biofiltracji jest istotne, aby materiał filtracyjny posiadał odczyn pH o wartości w przedziale 7–8, aby zapewnić rozkład związków organicznych. Przy wartości pH równej 6,5 szybkość rozkładu spada. Czas zatrzymania gazu w filtrze powinien wynosić co najmniej 30–45 sekund dla zapewnienia prawidłowej redukcji związków zapachowych i rozpuszczalników (np. toluenu).

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.178.

Tabela 3.178: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z biofiltracją

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazu (Nm ³ /h)	100–200 000 ^(1, 2) 100–400 na m ² powierzchni filtra ⁽³⁾
Temperatura (°C)	15–38 ⁽¹⁾ 50–60 ⁽¹⁾ , z bakteriami termofilnymi
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽¹⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	5–20 ⁽¹⁾
Zawartość tlenu	Bliska poziomu otoczenia ⁽³⁾
Wilgotność względna (%)	> 95, blisko nasycenia wodą ⁽³⁾
Zawartość pyłów, smarów i tłuszczu	Mogą powodować zatykanie, potrzebne jest więc oczyszczanie wstępne ⁽⁴⁾
Stężenie LZO (mg/Nm ³)	200–2.000 ⁽¹⁾
Stężenie amoniaku (mg/Nm ³)	5–20 ⁽¹⁾ Może obniżać efektywność rozkładu węglowodorów Może zostać rozłożony do N ₂ O
Stężenie odorów (ou _E /Nm ³)	20.000–200.000 ⁽¹⁾
Stężenie toluenu (mg/Nm ³)	20–100 ⁽¹⁾
Stężenie styrenu (mg/Nm ³)	50–500 ⁽¹⁾
Siarkowódór (mg/Nm ³)	5–20 ⁽¹⁾
Związki zawierające N, S lub Cl (mg/Nm ³)	5–20 (dla związków chloru) ⁽⁴⁾ Może zakwasić i dezaktywować biofiltr bez pojemności buforowej, co powoduje zwiększenie częstotliwości wymiany
Warunki klimatyczne	Mróz, deszcz i wysoka temperatura otoczenia mają wpływ na materiał filtracyjny i obniżają efektywność procesu
⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ [227, CWW TWG 2009]. ⁽³⁾ [9, BASF 1999]. ⁽⁴⁾ [250, Ullmann's 2011].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.179.

Tabela 3.179: Zalety i wady związane z biofiltracją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Niskie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne Prosta konstrukcja W połączeniu z adsorpcją i absorpcją, również odpowiednia dla słabo rozpuszczalnych związków Wysoka wydajność dla związków ulegających biodegradacji, np. substancji zapachowych Niewielka ilość ścieków (przesiáakającej wody) i materiału odpadowego 	<ul style="list-style-type: none"> Wysuszone torfowe i kompostowe złoża filtrujące są trudne do ponownego nawodnienia Dosyć masywna konstrukcja Należy zapobiegać zatruciu i zakwaszeniu biomasy Zmiany dotyczące warunków w strumieniu gazów odlotowych mają istotny wpływ na wydajność procesu Wypełnienie jest wrażliwe na zatykanie pyłem Ograniczona kontrola (włącznie z pH) Zużycie energii, gdzie konieczne jest chłodzenie doprowadzanego gazu

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z biofiltracją przedstawiono w Tabeli 3.180.

Tabela 3.180: Aspekty ekonomiczne związane z biofiltracją

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	8.000–14.000 EUR ⁽¹⁾	–
Koszty eksploatacyjne ⁽²⁾ :	10.000–20.000 ATS (740–1480 EUR) ⁽³⁾	–
Robocizna	1 h tygodniowo na filtr + dwa dni na rok ⁽¹⁾	–
Materiały eksploatacyjne	Woda (litr/1 000 Nm ³): 5 ⁽¹⁾	Silna zależność od poziomu nasycenia doprowadzanego gazu ⁽¹⁾
	Materiał filtracyjny (EUR/m ³): < 200 ⁽¹⁾	–
Konserwacja ⁽⁴⁾	5.000–300.000 ATS (370–22.000 EUR) ⁽³⁾ < 1.000 ATS (<74 EUR) ^(3, 5)	–
Parametry decydujące o kosztach	Prędkość przepływu gazów odlotowych; stężenie i rodzaj zanieczyszczeń; pożądana efektywność redukcji; rodzaj i charakterystyka materiału filtracyjnego	
Korzyści	Brak	
⁽¹⁾ [176. Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ Na rok za 1.000 Nm ³ /h wydajności. ⁽³⁾ [4. Braun i in. 1994]. Średni przelicznik waluty za rok 1994: EUR/ATS = 13,53. ⁽⁴⁾ Na rok. ⁽⁵⁾ Na rok za 1.000 Nm ³ /h wydajności. NB: BI = brak informacji.		

Koszty eksploatacji i konserwacji są generalnie niskie, ponieważ nie jest konieczne paliwo ani chemikalia. Koszt zebrania i transportu gazów odlotowych od źródła do biofiltra jest często wyższy niż sama budowa biofiltra.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Biofiltracja jest wykorzystywana do redukcji związków łatwo ulegających biodegradacji przy stosunkowo niskich stężeniach w gazach odlotowych.

Przykładowe instalacje

Podawana jest informacja, że technika ta jest wykorzystywana w przemyśle chemicznym (szczególnie w Niemczech [180, UBA DE 2009]), a także w innych sektorach, takich jak oczyszczalnie ścieków, kompostownie, przemysł spożywczy, branża przetwórstwa mięsnego, intensywne hodowla zwierząt gospodarskich, oraz branża produkcji i przetwórstwa tytoniu.

Bibliografia

[4, Braun i in. 1994] [9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [104, COM 2003] [176, Schenk i in. 2009] [180, UBA DE 2009] [182, Martin 2010] [198, Schlegelmilch i in. 2005] [199, Fogarty i Curran 2005] [200, Wang i in. 1996] [227, CWW TWG 2009] [250, Ullmann's 2011]

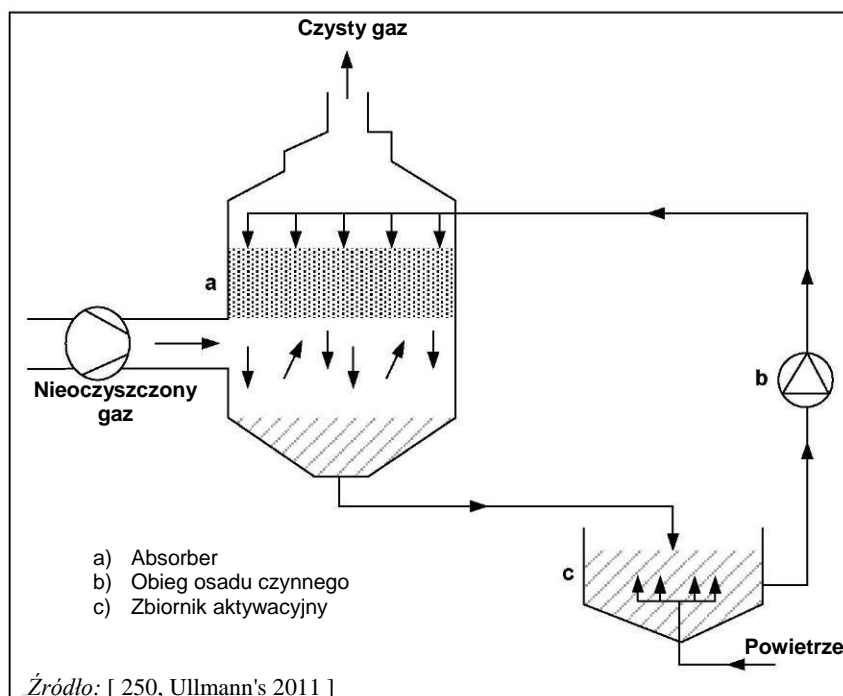
3.5.1.3.2 Biologiczne przemywanie gazu

Opis

Proces przemywania biologicznego łączy mokre przemywanie gazu (absorpcja) (patrz sekcja 3.5.1.2.4) oraz biodegradację; woda do przemywania zawiera populację mikroorganizmów nadających się do utleniania szkodliwych związków gazowych. Mikroorganizmy te są zawieszane w wodzie. Stąd, warunki właściwe do stosowania płuczek biologicznych są następujące:

- istnienie możliwości wypłukiwania składników gazów odlotowych;
- wypłukane składniki muszą być biodegradowalne w warunkach aerobowych.

Płuczkę biologiczną przedstawiono na Rysunku 3.73.

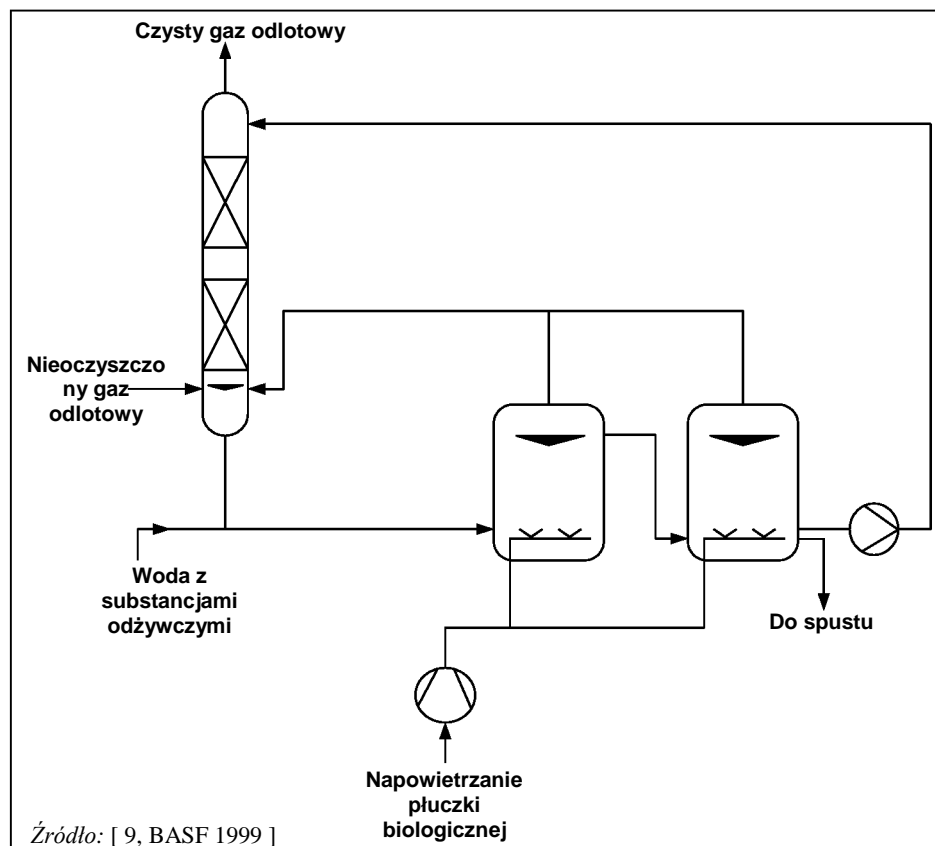


Rysunek 3.73: Typowa płuczka biologiczna

Projekt bioreaktora bazuje na systemie osadu czynnego lub osadu na nośniku (więcej szczegółów zamieszczono w sekcji 3.3.2.3.5.2). Mieszanina wody i osadu jest zawracana do reaktora. Wchłonięte zanieczyszczenia są rozkładane w napowietrzanych osadnikach. Wieża do przemywania powinna być zaprojektowana w taki sposób, aby zapewnić czas kontaktu około jednej sekundy, w zależności od substancji zanieczyszczających.

Płuczki biologiczne są często inokulowane osadem czynnym, np. z biologicznej oczyszczalni ścieków. W zależności od składu gazów odlotowych, wydajność płuczki biologicznej będzie osiągała pożądany poziom wyłącznie po kilku tygodniach adaptacji. Inokulacja kulturami przygotowanymi w kadziach fermentacyjnych jest w szczególności stosowana względem substancji zanieczyszczających zawierających siarkę (merkaptany, siarkowodór, siarczek dimetylu, itp.) lub chlor (chlorowane metany lub etany) [11, InfoMil 1999].

Typowy przebieg procesu przemywania biologicznego przedstawiono na Rysunku 3.74.



Rysunek 3.74: Typowy proces przemywania biologicznego

Parowanie, któremu towarzyszy mineralizacja i dozowanie składników odżywczych (dodawanych do płynu do przemywania w celu dostarczenia mikroorganizmom brakujących pierwiastków takich, jak fosfor, azot czy potas [198, Schlegelmilch i in. 2005]) i/lub czynników zobojętniających normalnie powoduje wzrost zawartości soli w absorbencie. To zjawisko może wstrzymywać proces biologiczny, chociaż stwierdzono, że można utrzymywać stabilny poziom biodegradacji, nawet przy stężeniach soli odpowiadających przewodności do 5.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [8, VDI 1996].

Środki służące zapobieganiu nadmiernemu powstawaniu soli obejmują:

- odpowiednie usuwanie absorbenta z równoczesnym dodawaniem świeżej wody;
- pracę ze zmiękczoną wodą;
- nasycenie parą na wlocie gazów odlotowych.

Związki zawierające siarkę, chlor i/lub azot prowadzą do zakwaszania (tworzenia kwasu siarkowego, chlorowodorowego lub azotowego), które jest regulowane przez system kontroli odczynu pH.

Czas zatrzymania absorbentu wynoszący 20–40 dni (maksimum) okazuje się wystarczający.

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z przemywaniem biologicznym podano w Tabeli 3.181.

Tabela 3.181: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z przemywaniem biologicznym

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO	80–90	BI	BI
Amoniak	80–95	BI	BI
Odor	70–80	100–150 ou _E /Nm ³	Do emisji odoru przyczyniają się fenole, merkaptany, H ₂ S, kwas octowy i octany. Poziomy emisji podawany przez przemysł tytoniowy.

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.
⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością.
 NB: BI = brak informacji.
 Źródło: [176, Schenk i in. 2009].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Główne media i materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.182.

Tabela 3.182: Materiały eksploatacyjne związane z przemywaniem biologicznym

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Substancje chemiczne (składniki odżywcze, związki alkaliczne do regulacji odczynu pH)	BI	Skład i dozowanie mieszaniny składników odżywczych determinuje skład gazów spalinowych. Normalnie, mieszanina składników odżywczych zawiera azot, fosfor, potas i pierwiastki śladowe. ⁽¹⁾
Woda uzupełniająca	BI	Do wyrównania strat przy parowaniu i odprowadzeniu
Osad czynny	BI	–
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	0,2–0,5 ⁽²⁾	Zużycie energii przez pompę recyrulacyjną. O zużyciu energii przez płuczkę biologiczną decyduje głównie urządzenie do napowietrzania. Na wielkość tego urządzenia wpływa obciążenie bioreaktora, a tym samym również obciążenie powietrza. Konieczne jest każdorazowe badanie. ⁽¹⁾
Spadek ciśnienia (kPa)	0,2–0,5 ⁽²⁾	–

⁽¹⁾ [175, VITO 2009].
⁽²⁾ [176, Schenk i in. 2009].
 NB: BI = brak informacji.

Ze względu na aktywność biologiczną w płuczce biologicznej wzrasta stężenie soli w wodzie obiegowej i tym samym wymaga okresowej redukcji. Ścieki te wymagają innego sposobu oczyszczania lub utylizacji.

Nadmiar osadu czynnego należy usuwać w zależności od substancji zanieczyszczających lub produktów rozkładu, np. przez spalanie.

Zbiorniki zawierające wodę obiegową mogą czasami emitować odor, przez co konieczny może być pobór wywiewanego powietrza i dalsze odprowadzanie do oczyszczalni.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Płuczka biologiczna powinna być zaprojektowana w taki sposób, aby czas zatrzymania gazów wynosił około jednej sekundy. W zależności od rozpuszczalności związków, może to być nieznacznie więcej lub mniej. Płuczka biologiczna wymaga specjalnego otwartego wypełnienia oraz specjalnych dysz rozpylających celem uniknięcia zatykania przez osad biologiczny. Hydrauliczny czas zatrzymania wody do przemywania wynoszący między 20 a 40 dni daje najlepsze wyniki.

Monitoring

Efektywność procesu określa analiza chemiczna lub ocena odoru gazów wlotowych i odlotowych. Wymagana jest kontrola odczynu pH.

Zastosowanie

Przemywanie biologiczne jest wykorzystywane w przemyśle chemicznym i petrochemicznym oraz w oczyszczalniach ścieków. Jest to technika redukcji pozwalająca na usuwanie związków łatwo ulegających biodegradacji, takich jak amoniak, aminy, węglowodory, siarkowodór i zanieczyszczenia zapachowe. Przemywanie biologiczne jest odpowiednie dla niskich stężeń zanieczyszczeń charakteryzujących się łatwą rozpuszczalnością w wodzie.

Typowe i sprawdzone zastosowania płuczek biologicznych opisano w Tabeli 3.183.

Tabela 3.183: Typowe zastosowania płuczki biologicznej

	Usuwanie odorów	Węglowodory alifatyczne	Węglowodory aromatyczne	Związki na bazie tlenu	Związki na bazie siarki	Związki na bazie azotu	H ₂ S	NH ₃	Olejki eteryczne
Zbiorniki osadu czynnego biologicznych oczyszczalni ścieków	X	X	X	X	X	X	X	X	-
Produkcja enzymów	X	-	-	X	-	-	-	-	-
Produkcja substancji zapachowych	X	-	X	X	-	-	-	-	X
Branża gumowa	X	-	-	-	X	-	X	-	-
Kondycjonowanie odpadów malarskich	X	X	X	X	-	X	-	-	-
Produkcja metioniny	X	-	-	-	X	-	-	-	-
Produkcja – polimeryzacja	X	-	-	X	-	-	-	-	-
Gazy z wysypisk odpadów niebezpiecznych	X	X	X	X	-	X	X	X	-

Źródło: [8, VDI 1996]

Możliwość zastosowania przemywania biologicznego wobec różnych grup związków podano w Tabeli 3.184.

Tabela 3.184: Możliwość zastosowania przemywania biologicznego do grup związków

Odpowiednie	Generalnie odpowiednie	Nieodpowiednie
<u>Alkohole</u> (metanol, etanol, butanol, glikol, diglikol, glikol butylowy) <u>Aldehydy i ketony</u> (formaldehyd, acetaldehyd, aceton, keton metylowo-izobutyłowy, keton metylowo-etyłowy) <u>Kwasy karboksylowe i ich estry</u> (EDTA, kwas octowy, kwas propionowy, kwas butanowy, «-octan butylu, octan etylu, metakrylan metylu, ester kwasu glikolowego) <u>Fenole</u> (fenol, krezol) <u>Heterocykliczne związki siarki i azotu</u> <u>Merkaptany</u> <u>Aminy</u> <u>Chlorofenole</u> <u>Siarkowodór</u>	Naftalen Tioetery (siarczki) Amoniak	Węglowodory alifatyczne (metan, pentan, heksan, węglowodory długołańcuchowe, acetylen, cykloheksan, itp.) Węglowodory aromatyczne (benzen, toluen, ksylen, styren), za wyjątkiem naftalenu Etery (tetrahydrofuran, eter dietylowy, dioksan) Dwusiarczek węgla Związki nitrowe Węglowodory fluorowcowane (dichlorometan, trichloroeten, perchloroeten, 1,1,1 –trichloroetan, dichlorek etylenu, monomer chlorku winylu), za wyjątkiem chlorofenoli
Źródło: [8, VDI 1996]		

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.185.

Tabela 3.185: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z przemywaniem biologicznym

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazu (Nm ³ /h)	1.000–3.000 Nm ³ /h na m ² powierzchni kolumny ⁽¹⁾
Temperatura (°C)	15–40 ⁽²⁾ 30–35 (optymalna) ⁽³⁾
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽²⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	2–5 ⁽⁴⁾
Stężenie osadu	Maksymalnie 15 g/l suchej masy ⁽⁵⁾
Stężenie LZO w gazach odlotowych (mg/Nm ³)	100–1.000 ⁽⁴⁾
Stężenie amoniaku	50–200 mg/Nm ³ ⁽²⁾
Stężenie mułu (g/l)	6–8 ⁽⁴⁾
Stężenie odorów (ou _E /Nm ³)	> 10.000 ⁽⁴⁾
Przewodność (μS/cm)	< 5.000 ⁽⁴⁾
⁽¹⁾ [9, BASF 1999]. ⁽²⁾ [11, InfoMil 1999]. ⁽³⁾ [8, VDI 1996]. ⁽⁴⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽⁵⁾ [175, VITO 2009].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.186.

Tabela 3.186: Zalety i wady związane z przemywaniem biologicznym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Wysokie stężenia związków łatwo ulegających degradacji można zredukować dzięki dużej przemianie microbiologicznej Wysokie stężenia związków zawierających siarkę, chlor i/lub azot można obniżyć poprzez kontrolę odczynu pH Szczytowe wartości emisji można kontrolować lepiej, niż z wykorzystaniem biofiltra lub złoża biologicznego zraszanego 	<ul style="list-style-type: none"> Biomasa odkłada się i wymaga usuwania jako odpad; może powodować blokowanie wody obiegowej Przed wszystkim odpowiednie dla związków łatwo rozpuszczalnych, słabo rozpuszczalne związki są trudniejsze do usunięcia Związki powinny ulegać degradacji biologicznej Wahania, np. zmienne stężenia i przepływ w strumieniu gazu, mają istotny wpływ na wydajność Prześląkająca woda wymaga oczyszczenia
Źródło: [175, VITO 2009].	

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z przemywaniem biologicznym przedstawiono w Tabeli 3.187.

Tabela 3.187: Aspekty ekonomiczne związane z przemywaniem biologicznym

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	6.000–20.000 EUR ⁽¹⁾	–
Koszty eksploatacyjne: Łącznie (za 1.000Nm ³ /h) Robocizna Media Materiały eksploatacyjne	5–10 EUR (za 5.000 Nm ³ /h) ⁽²⁾ Pół dnia na tydzień ⁽³⁾ Dosyć niskie	–
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ, rodzaj i stężenie of zanieczyszczeń	
Korzyści	Brak	
⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ [175, VITO 2009]. ⁽³⁾ [11, InfoMil 1999].		

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Przemywanie biologiczne jest wykorzystywane do redukcji niskich stężeń zanieczyszczeń, które są łatwo rozpuszczalne w wodzie i ulegają łatwej biodegradacji.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana do usuwania odorów (stężenie odorów jest obniżane z 5.000 ou_E/Nm³ do 200 ou_E/Nm³) w przemyśle chemicznym oraz w innych branżach, takich jak przemysł tytoniowy, oczyszczalnie ścieków, do eliminacji odorów pochodzących z produkcji enzymów, substancji aromatycznych i polimerów, branży gumowej, oczyszczania ścieków, składowisk odpadów niebezpiecznych, intensywnej hodowli zwierząt gospodarskich, palarni kawy oraz rzeźni.

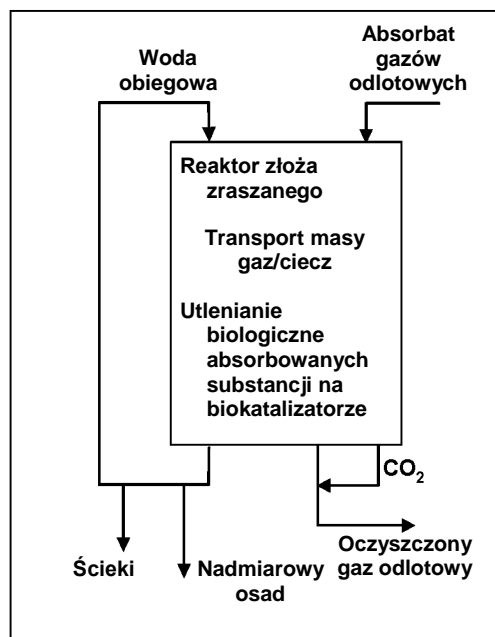
Bibliografia

[8, VDI 1996] [9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [175, VITO 2009] [176, Schenk i in. 2009] [198, Schlegelmilch i in. 2005] [250, Ullmann's 2011]

3.5.1.3.3 Złoże biologiczne zraszane

Opis

Złoże biologiczne zraszane działa w podobnych warunkach, jak przemywanie biologiczne (patrz Sekcja 3.5.1.3.2) ale, w przeciwieństwie do przemywania biologicznego, mikroorganizmy są osadzone na elementach podtrzymujących. Przebieg procesu przedstawiono na Rysunku 3.75.



Rysunek 3.75: Schemat przepływu w procesie ze złożem biologicznym zraszonym

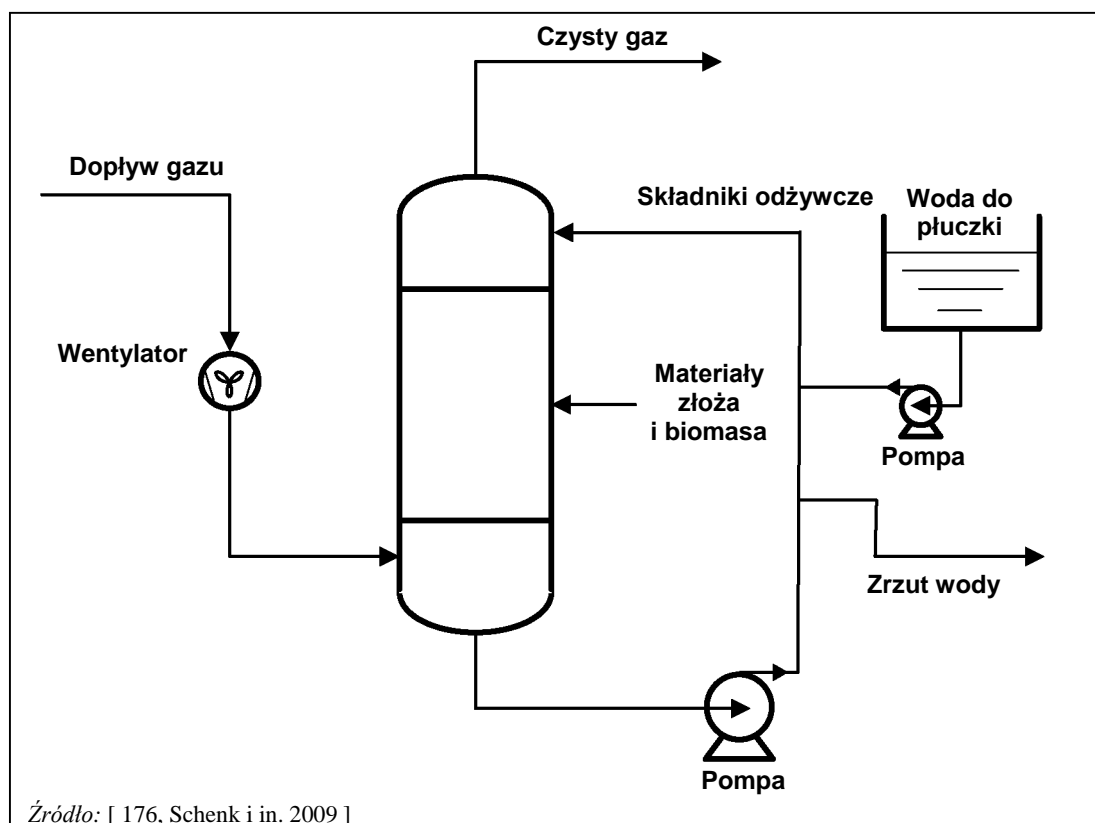
W reaktorze biologicznego złoża zraszanego, faza wodna jest poddawana ciągłej recykulacji przez złożę materiału obojętnego. Wypełnienie to może zawierać nieregularny materiał masowy, jak pierścienie, siodełka, itp., lub materiał strukturyzowany. Wybierając materiał wypełnienia, w każdym przypadku należy dopilnować, aby nawet w sytuacji oczekiwanego powstawania nadmiaru osadu w dłuższej perspektywie nie dochodziło do zatykania się reaktora. Właściwości powierzchni powinny być takie, aby błona biologiczna mocno do niej przywierała. Zanieczyszczenia w gazach odlotowych oraz tlen są absorbowane przez fazę wodną i transportowane do błony biologicznej, gdzie zachodzi przemiana biologiczna. Jakość transportu masy od fazy gazowej do ciekłej oraz efektywność procesu eliminacji reaktora zasadniczo zależą od nawilżonej powierzchni wypełnienia. Celem uzyskania optymalnych wyników eliminacji, tj. maksymalizacji nawilżonej powierzchni, fazę ciekłą należy równomiernie rozprowadzić na powierzchni błony biologicznej [8, VDI 1996].

Dezaktywacja biomasy i tworzenie błony biologicznej generalnie stanowią naturalnie kontrolowany proces, który rozpoczyna się po inokulacji fazy wodnej. Poddawana ciągłemu krążeniu faza ciekła przejmuje funkcję dostarczania populacji drobnoustrojów niezbędnych składników odżywczych. Jednocześnie, nadmiarowy osad czynny i produkty reakcji, które mogą również być inhibitorami, np. chlorowódor podczas rozkładu dichlorometanu, są wypłukiwane z reaktora. W fazie ciekłej kontroli wymagają istotne warunki takie, jak odczyn pH, składniki odżywcze i odkładanie się soli [8, VDI 1996].

Podobnie jak w przypadku przemywania biologicznego, obserwowany jest wzrost zawartości soli w absorbencie. Środki służące zapobieganiu nadmiernemu tworzeniu soli obejmują:

- odpowiednie usuwanie absorbenta z równoczesnym dodawaniem świeżej wody;
- pracę ze zmiękczoną wodą;
- nasycenie parą na wlocie gazów odlotowych.

Instalacja ze złożem biologicznym zraszającym została przedstawiona na Rysunku 3.76.



Rysunek 3.76: Typowa instalacja ze złożem biologicznym zraszającym

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane ze złożem biologicznym zraszającym podano w Tabeli 3.188.

Tabela 3.188: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze złożem biologicznym zraszanym

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO	70–99 ⁽³⁾	BI	–
Amoniak	80–95 ⁽³⁾	BI	–
Odor	70–90 ⁽³⁾	BI	–
Siarkowodór	80–99 ⁽³⁾	< 1 ⁽³⁾	–
Merkaptany	70–90 ⁽³⁾	BI	–
Dwusiarczek węgla	98–99 ^(3,4)	BI	Stężenie na wlocie 100 mg/Nm ³
Alkohole takie, jak etanol, propan	90–95 ⁽³⁾	BI	Stężenie na wlocie 50–5.000 mg/Nm ³
Octan etylu	70–90 ⁽³⁾	BI	Stężenie na wlocie 50–5.000 mg/Nm ³
Toluen, ksylen	70–90 ⁽³⁾	BI	Stężenie na wlocie 50–5.000 mg/Nm ³
Styren	80 ^(3,4)	BI	Stężenie na wlocie 100 mg/Nm ³
Monomer chlorku winylu	99 ^(3,4)	BI	Stężenie na wlocie 100 mg/Nm ³

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i in. 2009].

⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].

⁽³⁾ [176, Schenk i in. 2009].

⁽⁴⁾ [8, VDI 1996].

NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Główne media i materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.189.

Tabela 3.189: Materiały eksploatacyjne związane ze złożem biologicznym zraszanym

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Substancje chemiczne (składniki odżywcze, związki alkaliczne)	BI	–
Materiał filtracyjny (pianka syntetyczna, wypełnienie wykonane z lawy lub tworzywa sztucznego)	BI	–
Materiał do szczepienia	BI	W zależności od rodzaju zanieczyszczenia, konieczne może być przeprowadzenie szczepienia z użyciem mikroorganizmów specjalnie wyhodowanych i dobranych dla potrzeb tego zastosowania. Szczepienie jest zwykle wykonywane raz.
Woda	BI	Woda uzupełniająca do wyrównania strat przy parowaniu i odprowadzeniu
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	< 1	Wartość nie obejmuje wentylatora
Spadek ciśnienia (kPa)	0,1–1	Zależy od obciążenia systemu gazem oraz wielkości wzrostu biologicznego

NB: BI = brak informacji.
Źródło: [176, Schenk i in. 2009].

Ze względu na aktywność biologiczną w złożu biologicznym zraszanym wzrasta stężenie soli w wodzie obiegowej i tym samym wymaga okresowej redukcji. Ścieki te wymagają innego sposobu oczyszczania lub utylizacji.

Nadmiar osadu czynnego należy usuwać w zależności od substancji zanieczyszczających lub produktów rozkładu, np. przez spalanie.

Zbiorniki zawierające wodę obiegową mogą czasami emitować odor, w takich przypadkach zalecany jest pobór i dalsze oczyszczanie wywiewanego powietrza.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Postępowanie z warstwą błony biologicznej (biofilm) wypełnienia ma zasadnicze znaczenie: zbyt duży wzrost może prowadzić do (lokalnego) zatykania, które ostatecznie skutkuje uprzywilejowaniem strumieni, powodując ograniczenie wielkości powierzchni wymiany, a tym samym zmniejszenie wydajności filtra złoża biologicznego zraszanego. Wzrost i grubość błony biologicznej można kontrolować poprzez mechaniczną regulację grubości (zmiana nawilżenia) lub dostosowanie wzrostu mikroorganizmów zmieniając stopień kwasowości i/lub zawartości soli. W filtrach złoża biologicznego zraszanego przerabiających wysokie stężenia H_2S istnieje możliwość wstępnego wytwarzania siarki ze względu na niepełne utlenianie biologiczne. Zjawisko to można rozpoznać dzięki żółtej ziarnistej fakturze. Ostatecznie, może ono prowadzić do zatykania i tworzenia uprzywilejowanych strumieni. Filtry złoża biologicznego zraszanego przerabiające wysokie stężenia związków nieorganicznych (np. NH_3 lub H_2S) zwykle posiadają mikroorganizmy wykorzystujące CO_2 z powietrza jako źródło węgla. Biorąc pod uwagę względnie wysokie stężenia CO_2 w powietrzu, należy przyjąć dodatkowe środki ostrożności celem uniknięcia nadmiernego wzrostu błony biologicznej.

Monitoring

Na wydajność systemu złoża biologicznego zraszanego wpływa doprowadzany gaz i stężenia wylotowe. Skład wody absorpcyjnej należy monitorować przez ciągły pomiar parametrów: pH, temperatury, stężenia tlenu i przewodności [8, VDI 1996].

Zastosowanie

Zastosowanie złoża biologicznego zraszanego jest porównywalne z użyciem przemywania biologicznego. Nieznaczne różnice znajduje się w związkach zanieczyszczających, dla których odpowiednie są obydwie techniki oczyszczania.

Możliwość zastosowania złoża biologicznego zraszanego wobec różnych grup związków opisano w Tabeli 3.190 (porównaj z odpowiednią tabelą w Sekcji 3.5.1.3.2).

Tabela 3.190: Możliwość zastosowania złoża biologicznego zraszanego do grup związków

Odpowiednie	Generalnie odpowiednie	Nieodpowiednie
<p><u>Alkohole</u> (methanol, ethanol, butanol, glikol, diglikol, glikol butylowy)</p> <p><u>Aldehydy i ketony</u> (formaldehyd, acetaldehyd, aceton, keton metylo-izobutylo-owy)</p> <p><u>Kwasy karboksylowe i ich estry</u> (kwas octowy, kwas propionowy, kwas butanowy, «-octan butylu, octan etylu, metakrylan metylu, ester kwasu glikolowego)</p> <p><u>Fenole</u> (fenol, krezol)</p> <p>Merkaptany</p> <p>Związki azotu (aminy, amoniak, heterocykliczne związki azotu)</p> <p>Dichlorometan, 1,2-dichloroetan, chlorofenole</p> <p>Siarkowodór</p>	<p>Styren, naftalen</p> <p>Heterocykliczne związki siarki</p> <p>Dwusiarczek węgla</p> <p>Trichloroeten, monomer chlorku winylu</p>	<p>Węglowodory alifatyczne (metan, pentan)</p> <p>Perchloroeten</p> <p>1,1,1 – trichloroetan</p>
<u>Źródło:</u> [8, VDI 1996]		

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.191.

Tabela 3.191: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze złożem biologicznym zraszanym

Parametr	Ograniczenia/ zastrzeżenia
Przepływ (Nm ³ /h)	1.000–500.000 ⁽¹⁾
Temperatura (°C)	15–40 ⁽¹⁾ 30–35 (optymalna)
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽¹⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	1–10 ⁽¹⁾
Koncentracja mikroorganizmów	> 15 g/l suchej masy ⁽²⁾
Stężenie LZO w gazach odlotowych (mg/Nm ³)	400–4.000 ⁽¹⁾
Stężenie amoniaku (mg/Nm ³)	100–400 ⁽¹⁾
Stężenie odorów (ou _E /Nm ³)	> 10.000 ⁽¹⁾
Stężenie siarkowodoru (mg/Nm ³)	5–1.000 ⁽¹⁾
Stężenie merkaptanów (mg/Nm ³)	100 ⁽¹⁾
⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009].	
⁽²⁾ [8, VDI 1996].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.192.

Tabela 3.192: Zalety i wady związane ze złożem biologicznym zraszanym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Biodegradacja absorbowanych związków • Odpowiednie dla średnich stężeń związków zakwaszających, które zawierają siarkę, chlor i azot • Możliwe są niewielkie poprawki odczynu pH • Niewielki spadek ciśnienia • Przeciętne koszty inwestycyjne i eksploatacyjne • Kompaktowa konstrukcja i umiarkowane wymagania dotyczące przestrzeni • Niskie zużycie energii i tym samym zmniejszona emisja CO₂ • Niewielkie wykorzystanie dodatków • Wyższa niezawodność niż biofiltr 	<ul style="list-style-type: none"> • Wahania warunków strumienia powietrza wlotowego (rodzaj i stężenie zanieczyszczeń) mają istotny wpływ na wydajność • Słabo rozpuszczalne związki są trudniejsze do usunięcia • Należy unikać wysokich stężeń substancji toksycznych i zakwaszających • Biomasa może blokować wypełnienie • Trudniejsze do wykonania, niż biofiltr • Wytwarzanie ścieków zależnie od usuwanych związków

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane ze złożem biologicznym zraszanym przedstawiono w Tabeli 3.193.

Tabela 3.193: Aspekty ekonomiczne związane ze złożem biologicznym zraszanym

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	10.000–30.000 EUR	–
Koszty eksploatacyjne: Robocizna Media Materiały eksploatacyjne	Minimum 4 godziny na tydzień	Robocizna silnie zależna od sytuacji
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ	
Korzyści	Brak	
Źródło: [176, Schenk i in. 2009].		

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Złoże biologiczne zraszane jest wykorzystywane do redukcji niskich stężeń zanieczyszczeń, które są łatwo rozpuszczalne w wodzie i łatwo ulegają biodegradacji.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana w przemyśle (petro)chemicznym, a także w innych branżach, takich jak oczyszczalnie ścieków (do redukcji H_2S), branża włókiennicza, przemysł tytoniowy (do usuwania odorów), drukarnie, branża obróbki drewna, branża obróbki metali (do usuwania NMLZO), przemysł spożywczy, instalacje do oczyszczania osadów ściekowych, instalacje do przerobu odpadów oraz przepompownie ścieków.

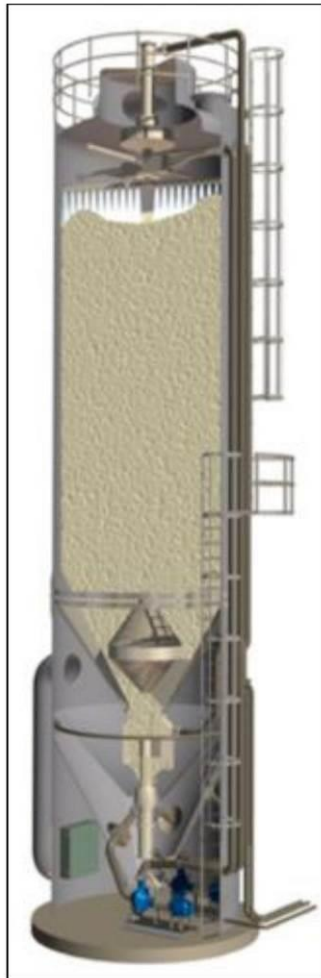
Bibliografia

[8, VDI 1996] [176, Schenk i in. 2009]

3.5.1.3.4 Ruchome złoże biologiczne zraszane**Opis**

Ruchome złoże biologiczne zraszane (MBTF) stanowi odmianę złoża biologicznego zraszanego (see Section 3.5.1.3.3). Złoże MBTF jest wykorzystywane do połączonego, lub ewentualnie oddzielnego, oczyszczania strumieni powietrza i wody. Złoże MBTF składa się głównie z syntetycznego zbiornika. Zbiornik jest wypełniony 50 m³ do 150 m³ specjalnie ukształtowanych syntetycznych kulek. Na powierzchni oraz wewnątrz rowkowanych kulek, mikroorganizmy rosną i rozkładają doprowadzane zanieczyszczenia. Nieoczyszczona woda jest pompowana do górnej części reaktora przez regulowaną pompę obiegową i rozprowadzana po złożu przez obrotowe ramię rozpylające. Oczyszczona woda jest przechwytywana w komorze buforowej/osadczej, gdzie mogą osadzać się wszelkie występujące cząstki osadu. Nieoczyszczone powietrze jest wdmuchiwane do reaktora wraz z wodą przez zewnętrzny wentylator. Na dnie, specjalne segmenty półki sitowej zapewniają dobre rozdzielanie powietrza i wody, po czym oczyszczone powietrze jest wypuszczane do atmosfery. Podobnie jak przy każdym oczyszczaniu biologicznym, część doprowadzanych zanieczyszczeń jest przekształcana w biomasę. W ten sposób, ilość biomasy w reaktorze wzrośnie. Bez odpowiednich środków ostrożności, prowadzi to do zatykania tradycyjnych złoży biologicznych zraszanych. W złożu MBTF, zatykaniu zapobiega pompowanie części kulek biologicznych do górnej części reaktora, gdzie zostają zrzucone na półkę sitową przez cyklon. Duża część biomasy na kulkach zostaje usunięta przez cyklon, a następnie zrzucana na półkę. Oczyszczone kulki spadają na górną część złoża i mogą być ponownie wprowadzone do procesu czyszczenia. Oddzielony osad jest okresowo usuwany.

Złoże MBTF zostało przedstawione na Rysunku 3.77.



Rysunek 3.77: Ruchome złożo biologiczne zraszane

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi podano w Tabeli 3.194.

Tabela 3.194: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszanymi

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO	80→95	BI	–
Odor	> 90 ⁽³⁾	> 2.500 ou _E /Nm ³ ⁽³⁾	Poziomy emisji podawany przez zakłady chemiczne
Siarkowodór	> 98	BI	–
Merkaptany	> 95	BI	–
Styren	> 90	BI	–

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.

⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością.

⁽³⁾ Minimalne stężenie odorów, przy którym stwierdzono wydajność 90%, wyniosło 2.500 ou_E/Nm³. Dla tych konkretnych zakładów chemicznych, maksymalne stężenie wcieku nie było ustalone w czasie rewizji tego dokumentu (styczeń 2011). W pełnej skali, złożo MBTF zostało zastosowane do przepływów zawierających stężenia odorów wynoszące około 2.106 ou_E/Nm³. Dla niskich stężeń odoru na wlocie, nie można uzyskać efektywności na poziomie 90% po prostu ze względu na emisję odorów z samego modułu MBTF, ponieważ generuje on swój własny zapach w taki sam sposób, jak każdy inny system biologiczny.

NB: BI = brak informacji.
 Źródło: [176, Schenk i in. 2009]

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska
 Główne media i materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.195.

Tabela 3.195: Materiały eksploatacyjne związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszanymi

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Składniki odżywcze	BI	Konieczne wyłącznie, jeżeli nie występują w ściekach
Substancje chemiczne	BI	–
Woda	BI	Bez oczyszczania ścieków, konieczna jest dodatkowa woda do usuwania pozostałych związków (np. chlorki i siarczany), oraz na wyrównanie strat przy parowaniu. W takich przypadkach można stosować wodę powierzchniową
Energia (kWh/1.000 Nm ³ /h)	< 1–5	Duże zróżnicowanie; zużycie zależne głównie od wentylatora
Spadek ciśnienia (mbar)	~ 40	–

NB: BI = brak informacji.
 Źródło: [176, Schenk i in. 2009]

Wytwarzany osad należy usuwać. Odprowadzana woda jest już oczyszczona.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja

Złoże MBTF jest głównie wymiarowane na doprowadzane materiały odpadowe (powietrze i woda), oraz przepływ powietrza. Typowe wartości projektowe obejmują [176, Schenk i in. 2009]:

- Obciążenie ChZT: 10–20 kg/(m³×d);
- Obciążenie gazem: 200–2.000 Nm³/(m³×h).

W przypadku oczyszczania strumieni gazu zawierających związki, które nie są łatwo rozpuszczalne w wodzie, projekt powinien przewidywać znacznie wyższą objętość recyrkulacji. W praktyce, złoże MBTF jest wypełnione na około 80% projektowanej objętości. Po uruchomieniu system mógłby zostać dodatkowo obciążony. Zawsze możliwe są ewentualne uzupełnienia konstrukcji nośnej. Konserwacja jest ograniczona do pomp, itp. [176, Schenk i in. 2009].

Monitoring

Na wydajność systemu MBTF wpływa doprowadzany gaz i stężenia wylotowe. Skład wody absorpcyjnej należy monitorować przez ciągły pomiar parametrów: odczynu pH, temperatury, stężenia tlenu i przewodności.

Zastosowanie

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.196.

Tabela 3.196: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszanymi

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	5.000–40.000 < 200
Przepływ ścieków (m ³ /h)	
Temperatura (°C)	10–45
Ciśnienie	Atmosferyczne
Spadek ciśnienia (mbar)	1–10
Stężenie pyłu	Bez ograniczeń
Stężenie LZO (mg/Nm ³)	100–10.000
Stężenie odorów (ou _E /Nm ³)	> 10.000
Stężenie siarkowodoru (mg/Nm ³)	10–500
Stężenie styrenu (mg/Nm ³)	< 200 przy 500 Nm ³ /(m ² ×h) < 500 przy 200 Nm ³ /(m ² ×h)
Źródło: [176, Schenk i in. 2009]	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.197.

Tabela 3.197: Zalety i wady związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Możliwe jest połączone lub oddzielne oczyszczanie ścieków i gazów odlotowych, prowadzące do kompaktowej instalacji Mogą pracować przy bardzo dużych obciążeniach Nie dochodzi do zatykania Odpowiednie dla strumieni gazu o bardzo szybkich i dużych zmianach w stężeniu Mało wrażliwe na zakwaszanie podczas przerabiania związków azotu, siarki czy chloru 	<ul style="list-style-type: none"> Koszty inwestycyjne w bardzo dużym zakresie zależą od cen surowców Mniej odpowiednie dla małych strumieni gazu (< 5.000 Nm³/h). Brak ograniczeń przy realizacji procesu równocześnie ze ściekami Wysokość konstrukcji do 20 m

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z ruchomymi złożami biologicznymi zraszonymi przedstawiono w Tabeli 3.198.

Tabela 3.198: Aspekty ekonomiczne związane z ruchomym złożem biologicznym zraszonym

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	20,000–50,000 EUR	–
Koszty eksploatacyjne: Robocizna Media Materiały eksploatacyjne	Niewielkie 1–2 godzin tygodniowo	
Parametry decydujące o kosztach	Obciążenie ścieków, przepływ powietrza	
Korzyści	Równoczesne oczyszczanie powietrza i wody prowadzi do znaczących oszczędności ekonomicznych. Czas zwrotu wynosi zwykle około 2–3 lat.	
Źródło: [176, Schenk i in. 2009].		

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Technika ta jest wykorzystywana do połączonego oczyszczania strumieni powietrza i wody zanieczyszczonych głównie substancjami organicznymi rozpuszczalnymi w wodzie.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana w przemyśle (petro)chemicznym, a także w innych branżach, takich jak przetwarzanie odpadów czy przetwórstwo mięsa i ryb.

Technika jest stosowana w przemyśle przetwórstwa drobiu (Plusfood – Oosterwolde, NL) oraz w oczyszczalniach ścieków (VED Milieu – Dronten, NL).

Bibliografia

[176, Schenk i in. 2009]

3.5.1.3.5 Dopalenie termiczne**Opis**

Dopalenie termiczne (również określane jako 'spalanie', 'spalanie termiczne' lub 'spalanie oksydacyjne') stanowi proces utleniania gazów palnych i substancji zapachowych w strumieniu gazów odlotowych przez podgrzewanie mieszaniny substancji zanieczyszczających z powietrzem lub tlenem powyżej temperatury samozapłonu w komorze spalania i utrzymanie jej na wysokim poziomie przez czas wystarczający do przeprowadzenia spalania do dwutlenku węgla i wody. Połączone spalanie odpadów płynnych i gazów odlotowych zostało omówione w Sekcji 3.5.3.

Po dopalaniu termicznym, głównymi składnikami oczyszczanych gazów odlotowych są para wodna, azot, dwutlenek węgla i tlen. W zależności od składu zanieczyszczeń w poddawanych spalaniu, nieoczyszczonych gazach odlotowych, oraz od warunków pracy dopalacza termicznego, w oczyszczanych gazach odlotowych mogą występować inne zanieczyszczenia takie, jak CO, HCl, HF, HBr, HI, NO_x, SO₂, LZO, PCDD/PCDF, PCB oraz inne związki metali ciężkich (między innymi). Może to wymagać wcześniejszego oczyszczania, zależnie od składu nieoczyszczonych gazów odlotowych lub dodatkowej, dalszej obróbki oczyszczanych gazów odlotowych (patrz Sekcje 3.5.1.2.4 i 3.5.1.5). W zależności od wartości temperatury spalania podczas głównych etapów spalania, lotne metale ciężkie i związki nieorganiczne (np. sole) zostają całkowicie lub częściowo odparowane. Substancje te zostają przeniesione z doprowadzanych odpadów do oczyszczanych gazów odlotowych oraz popiołu lotnego zawartego w gazach. Wytwarzany jest resztkowy mineralny popiół lotny (pył) i cięższy popiół w stanie stałym (popiół denny).

Niniejsza sekcja zawiera omówienie dopalania termicznego w sektorze przemysłu chemicznego jako techniki oczyszczania gazów odlotowych, oraz bardziej szczegółowo - gazów odlotowych obciążonych głównie LZO. Bardziej ogólne informacje na temat dopalania termicznego można znaleźć w dokumencie 'Spalanie odpadów' (WI) BREF [108, COM 2006].

Na szybkość przebiegu i wydajność procesu spalania wpływ mają: czas, temperatura (około 200–400 °C powyżej temperatury samozapłonu), turbulencje (dla mieszania) oraz dostępność tlenu. Czynniki te stanowią podstawowe parametry projektowe dla systemów utleniania LZO.

Normalnie, spalaniu strumieni gazów odlotowych towarzyszy jedynie nieznaczne tworzenie dioksyn. Jakkolwiek, jeżeli występują fluorowcowane LZO, konieczne mogą być specjalne warunki dla wstrzymania wytwarzania (lub *de novo* syntezy) dioksyn/furanów (PCDD/PCDF). Te warunki specjalne (które zostały wskazane w rozdziale IV dyrektywy 2010/75/UE w sprawie emisji przemysłowych [5, dyrektywa 2010/75/UE, 2010]) obejmują:

- temperaturę > 1 100 °C (850 °C w przypadku spalania odpadów o zawartości poniżej 1 % fluorowcowanych substancji organicznych);
- czas zatrzymania > 2 s;
- zawartość tlenu > 3 %.

Dodatkowo, należy unikać warunków sprzyjających wytwarzaniu dioksyn/furanów bezpośrednio po spalaniu. Można to zapewnić poprzez 'szybkie studzenie' gazów po spalaniu, osiągane w drodze bardzo szybkiego schładzania od wysokich wartości temperatury do poziomu poniżej okna temperaturowego reformowania dioksyn/furanów.

Środki te opracowano z myślą o utrzymaniu emisji PCDD/PCDF poniżej 0,1 ng TEQ [równoważniki toksyczności]/Nm³. W przypadku spalania fluorowcowanych LZO, niezbędna jest płuczka HCl.

Dla potrzeb usuwania halogenków wodoru należy zainstalować dodatkowe urządzenia, np. płuczki z zasadą.

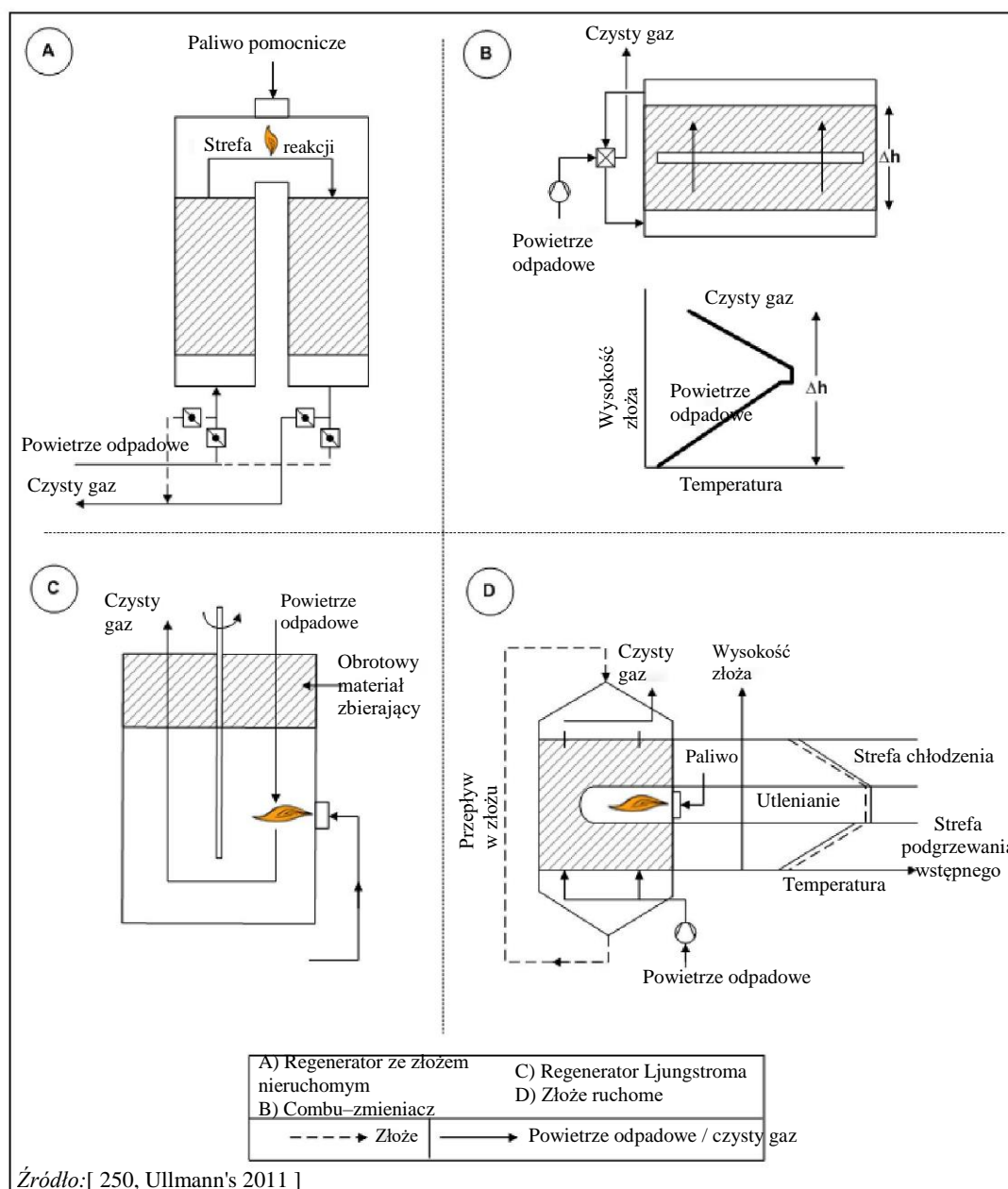
Używa się kilka rodzajów dopalaczy termicznych:

- Prosty dopalacz termiczny, składający się z komory spalania i nieobejmujący odzysku ciepła z gazów spalinowych.
- Regeneracyjny dopalacz termiczny, realizujący następujące etapy [250, Ullmann's 2011]:
 - strumień gazów odlotowych wchodzi do dopalacza przez wspólny wlot i przechodzi do komory regeneracyjnej przez zawór motylkowy;
 - następnie, przejście przez ceramiczną matrycę wymiany ciepła, która podnosi temperaturę gazu niemal do temperatury utleniania;
 - następnie, wejście do komory spalania, w której palniki utrzymują temperaturę 800–1.000 °C; uwolnione ciepło zmniejsza zużycie paliwa przez palniki;
 - następnie, wyjście z komory spalania przez drugą matrycę ceramicznego wymiennika ciepła; przekazanie energii cieplnej do ponownego wykorzystania do ogrzewania wstępnego w kolejnym cyklu;
 - wypuszczenie strumienia czystego gazu przez zawór wylotowy do zrzutu.

Ze względu na stosunkowo wysoką temperaturę przestrzeni spalania, duży nadmiar powietrza i niewielki wpływ płomienia, wytwarzane są jedynie niewielkie ilości tlenku węgla i NO_x .

Ten system jest w szczególności odpowiedni dla strumieni gazów odlotowych o prędkości przepływu w zakresie $5.000\text{--}10.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$. Generalnie, uzyskuje się odzysk ciepła $90\text{--}97\%$ (podgrzewanie wstępne gazów odlotowych) [250, Ullmann's 2011].

Przykłady systemów regeneracyjnego dopalania termicznego pokazano schematycznie na Rysunku 3.78.



Rysunek 3.78: Schematy różnych systemów regeneracyjnego spalania

- **Rekuperacyjny dopalacz termiczny**, składający się z komory spalania, podgrzewacza wstępnego gazów odlotowych oraz, jeżeli dotyczy, wtórnego wymiennika ciepła odzysku energii, ciepło w sposób ciągły przekazywane do podgrzewacza wstępnego. System ten jest w szczególności odpowiedni dla prędkości przepływu strumienia gazów odlotowych w zakresie $1.000\text{--}50.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$. Generalnie, uzyskuje się odzysk ciepła $50\text{--}80\%$ [250, Ullmann's 2011].

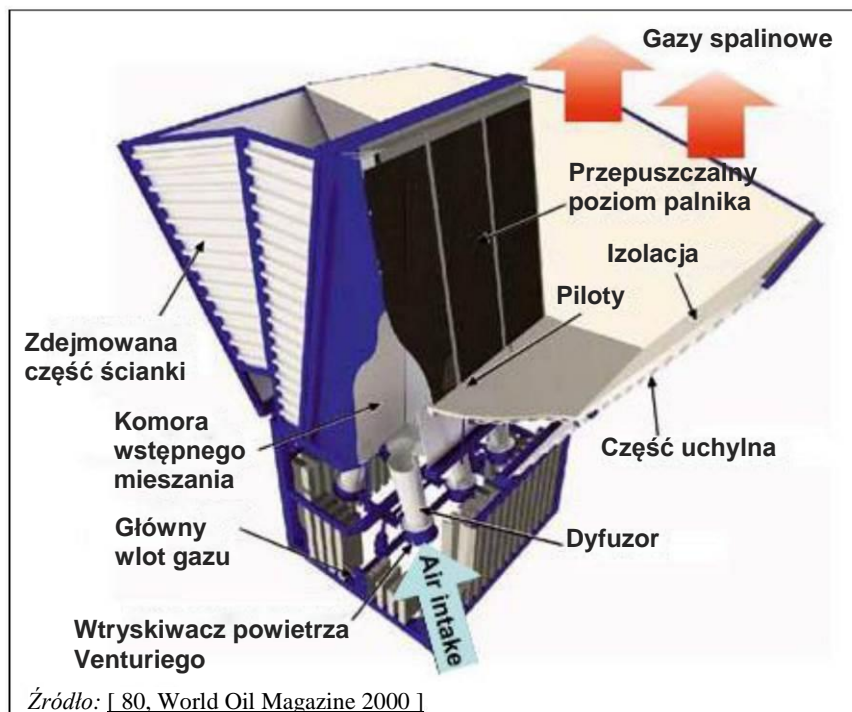
- **Silniki gazowe i/lub kotły parowe** [68, UBA AT 2000] z odzyskiem energii 57–67 %. Gazy odlotowe są spalane w silniku. Stężenie doprowadzanego gazu wymaga kontroli, aby zapewnić efektywne spalanie w silniku. W miarę potrzeby, można dodać gaz ziemny jako paliwo pomocnicze, lub konieczne będzie rozcieńczenie strumienia odpadów. Dalsze generatory wytwarzają prąd elektryczny. Silnik zawiera konwerter katalityczny, zasadniczo do utleniania tlenku węgla w strumieniu gazu. Silnik jest połączony z kotłem parowym celem wykorzystania ciepła odpadowego gazów spalinowych do produkcji pary. Woda zasilająca kocioł jest wstępnie podgrzewana przez wodę chłodzącą silnika. Przy niskich wartościach temperatury spalania wytwarzanie NO_x jest na niskim poziomie. Gazy spalinowe opuszczające silnik gazowy są prowadzone przez katalizatory utleniające w celu zredukowania zawartości tlenku węgla.

Proste dopalanie termiczne jest techniką podobną do spalania w pochodni (patrz sekcja 3.5.1.6). Pochodnie muflowe i ekranowane stanowią w rzeczywistości dopalacze termiczne. Przyczyną jest to, że przez ich konstrukcję fizyczną, strefa reakcji jest w rzeczywistości komorą spalania (półotwartą lub otwartą), złożoną z obszaru ekranowanego, z kontrolowanym doprowadzeniem powietrza lub bez (ekran lub mufla). Reakcja zachodzi w bardziej kontrolowany sposób tak, że uzyskiwane są wyższe wydajności niż przy innych pochodniach. Typowo, czas zatrzymania przekracza jedną sekundę, a wysoka temperatura jest gwarantowana przez specjalną konstrukcję komory oraz doprowadzenie strumieni gazów odlotowych i mediów. Ten rodzaj techniki można znaleźć zarówno dla wersji podniesionych, jak i niższego poziomu (naziemnych) [141, VITO 2009].

Pochodnie muflowe są stosowane do oczyszczania gazów odlotowych o niskiej do wysokiej wartości opałowej. Minimalną temperaturę spalania zapewnia dodatkowe paliwo, zaś temperaturę maksymalną ogranicza przepływ powietrza. Dodatkowy tlen może być konieczny, jeżeli w składzie gazów odlotowych nie ma wystarczającej ilości tlenu. Temperatura spalania jest kontrolowana [f 179, UBA DE 2009].

Pochodnie ekranowane służą do oczyszczania gazów odlotowych o wysokiej wartości opałowej, które są samozapalne i są w stanie osiągnąć temperaturę spalania bez dodatkowego paliwa. Objętość nadmiarowego powietrza jest automatycznie regulowana przez aerodynamiczną konstrukcję szczeliny powietrznej wokół dolnej części ekranu. Długość ekranu oraz objętość gwarantują minimalny czas zatrzymania powyżej temperatury minimalnej wewnątrz ekranu poniżej maksymalnych dopuszczalnych wartości prędkości przepływu. Właściwe działanie palnika oszczędnościowego jest kontrolowane w celu zapewnienia zamierzonego spalania w komorze spalania [179, UBA DE 2009].

Inny rodzaj palnika zamkniętego działa jako system spalania z powierzchnią wstępnego mieszania, gdzie wstępnie wymieszany gaz i powietrze palą się na przepuszczalnym podłożu. Przepuszczalne podłoże składa się z kilku warstw metalowych włókien i wytrzymuje temperatury do 1.300 °C. Gaz jest wprowadzany do wtryskiwacza Venturiego na dolnym końcu systemu palnika, zaś wtryskiwacz zasysa powietrze niezbędne do spalania stechiometrycznego. Można uzyskać proporcje powietrza między 1/12 a 1/19. W dyfuzorze bezpośrednio nad wtryskiwaczem Venturi'ego prędkość mieszaniny zostaje ograniczona i stąd ciśnienie wzrasta, co zapewnia większą wydajność wtryskiwacza i powoduje, że ciśnienie statyczne zapewnia przepływ mieszaniny gazu przez przepuszczalne podłoże. Z dyfuzora mieszanina gazu wchodzi do komory wstępnego mieszania i przepływa przez przepuszczalne podłoże, gdzie zostaje zapalona przez palnik oszczędnościowy. Proces spalania zachodzi tuż nad przepuszczalnym podłożem. Ciepło jest wyzwolane konwekcyjnie, umożliwiając opcjonalny odzysk energii przy pomocy wymiennika ciepła. Zamknięta strefa spalania zapobiega uwalnianiu ciepła i światła [80, World Oil Magazine 2000] [94, Bekaert 2012]. Technikę pokazano na Rysunku 3.79.



Rysunek 3.79: Główne elementy Czystego Zamkniętego Palnika®

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z prostym dopalaniem termicznym podano w Tabeli 3.199.

Tabela 3.199: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z prostym dopalaniem termicznym

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO jako ZOO	98→99,9 ⁽³⁾	< 1–20 ⁽⁴⁾	Zawartość tlenu 3 obj.-%
PM _w	25–99,9 ⁽³⁾	BI	–
	50–99,9 ⁽³⁾	BI	–
Pył (wielkość PM nieokreślona)	98–99,9 ⁽⁵⁾	BI	–
Odor	98–99,9 ⁽⁵⁾	BI	–
CO	BI	39 mg/m ³ ⁽⁶⁾	W niemieckiej spalarni przetwarzającej gazy odlotowe z trzech instalacji, łącznie około 68.000 Nm ³ /h. Ciepło wytwarzane w procesie jest wykorzystywane do produkcji energii (skojarzone wytwarzanie ciepła i energii elektrycznej)
NO _x jako NO ₂	BI	346 mg/m ³ ⁽⁶⁾	W niemieckiej spalarni przetwarzającej gazy odlotowe z trzech instalacji, łącznie około 68.000 Nm ³ /h. Ciepło wytwarzane w procesie jest wykorzystywane do produkcji energii (skojarzone wytwarzanie ciepła i energii elektrycznej)

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; jeżeli nie zostanie określone inaczej, wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i in. 2009].
⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągane przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].
⁽³⁾ [55, US EPA 2003].
⁽⁴⁾ Niskie poziomy dla substancji niebezpiecznych, wysokie poziomy dla substancji mniej niebezpiecznych.
⁽⁵⁾ [176, Schenk i in. 2009].
⁽⁶⁾ Średnia dzienna, 90^{ty} percentyl [183, UBA DE 2009].
 NB: BI = brak informacji.

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z regeneracyjnym dopalaniem termicznym podano w Tabeli 3.200.

Tabela 3.200: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z regeneracyjnym dopalaniem termicznym

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO jako ZOO	95–99 ⁽³⁾ 98–99,9 ⁽⁴⁾	< 1–20 ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾	Zawartość tlenu 3 obj.–%
LZO (głównie estry kwasu karboksylowego) jako ZOO (związki organiczne ogółem)	99,6 ⁽⁶⁾	13 ⁽⁷⁾	W niemieckiej spalarni gazów odlotowych przy objętości gazów odlotowych wynoszącej 3.000 Nm ³ /h
PM ₁₀	98–99,9 ⁽⁴⁾	BI	–
CO	98–99,9 ⁽⁴⁾	BI	–
Odor	98–99,9 ⁽⁴⁾	BI	–

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; jeżeli nie zostanie określone inaczej, wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i in. 2009].
⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].
⁽³⁾ [54, US EPA 2003].
⁽⁴⁾ [176, Schenk i in. 2009].
⁽⁵⁾ Niskie poziomy dla substancji niebezpiecznych, wysokie poziomy dla substancji mniej niebezpiecznych.
⁽⁶⁾ [181, UBA DE 2009].
⁽⁷⁾ Średnia dzienna, 90^{ty} percentyl. Podaje się, że substancje organiczne takie, jak ZOO (związki organiczne ogółem) w gazie nieoczyszczonym mieszczą się w zakresie 1 600–2 800 mg/Nm³ (30–minutowa średnia arytmetyczna) i 2 050 mg/Nm³ (średnia dzienna, 50^{ty} percentyl) [181, UBA DE 2009].
 NB: BI = brak informacji.

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z rekuperacyjnym dopalaniem termicznym podano w Tabeli 3.201.

Tabela 3.201: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z rekuperacyjnym dopalaniem termicznym

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO jako ZOO	98–> 99,999 9 ⁽³⁾ 98–99,9 ⁽⁴⁾	< 1–20 ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾	Zawartość tlenu 3 obj.–%
PM ₁₀	25–99,9 ⁽³⁾	BI	Produkty naftowe i węglowe
	50–99,9 ⁽³⁾	BI	Produkty chemiczne i pokrewne
	98–99,9 ⁽⁴⁾	BI	–
CO	98–99,9 ⁽⁴⁾	BI	–
Odor	98–99,9 ⁽⁴⁾	BI	–

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; jeżeli nie zostanie określone inaczej, wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i in. 2009].
⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].
⁽³⁾ [53, US EPA 2003].
⁽⁴⁾ [176, Schenk i in. 2009].
⁽⁵⁾ Niskie poziomy dla substancji niebezpiecznych, wysokie poziomy dla substancji mniej niebezpiecznych.
 NB: BI = brak informacji.

Efektywność dopalania termicznego w zakresie usuwania LZO jest wyższa, niż w przypadku dopalania katalitycznego.

Ciepło z dopalania termicznego może być użyte do wytwarzania pary i energii elektrycznej do wykorzystania na miejscu lub poza zakładem (skojarzone wytwarzanie ciepła i energii elektrycznej). Ma to zastosowanie, gdy do dopalaczy termicznych przesyłane są ciągłe przepływy gazów odlotowych [183, UBA DE 2009] [184, UBA DE 2009].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Główne media i materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.202.

Tabela 3.202: Materiały eksploatacyjne związane z dopalaniem termicznym

Material eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Paliwo w trakcie rozruchu i przy warunkach nieautotermicznych ⁽¹⁾	BI	np. gaz ziemny
Energia (kWh/1 000 Nm ³)	3–8 ^(2,3,4) (prosty dopalacz termiczny) 1.5–2.25 ⁽⁴⁾ (dopalacz regfeneracyjny)	–
Spadek ciśnienia (kPa)	1–5 ⁽¹⁾	–

⁽¹⁾ Zakres autotermiczny dla LZO: 1–10 g/Nm³ ⁽²⁾.
⁽²⁾ [11, InfoMil 1999].
⁽³⁾ [36, NOREC 2000].
⁽⁴⁾ [176, Schenk i in. 2009].
 NB: BI = brak informacji.

Niezależnie od emisji dwutlenku węgla, w gazach odlotowych występują śladowe ilości tlenu węgla i NO_x, w zależności od zawartości nieoczyszczonych gazów odlotowych oraz działania dopalacza termicznego. Zawartość tlenu węgla zostaje zredukowana, np. przez zastosowanie właściwego katalizatora; odpowiednie ilości NO_x mogą przejść dalsze oczyszczanie (patrz sekcja 3.5.1.5.3). Obecność siarki i halogenów wymaga dalszego oczyszczania gazów spalinowych, np. przemycania wodą lub alkaliami (patrz sekcja 3.5.1.2.4) dla absorpcji halogenków wodoru, wtrysku wapna (patrz sekcja 3.5.1.5.2) dla absorpcji dwutlenku siarki, lub adsorpcji na GAC (patrz sekcja 3.5.1.2.3) dla redukcji dioksyn, jeżeli nie zapobiegnie się łączeniu/rekombinacji dioksyn w trakcie procesu spalania. Obecność związków krzemooorganicznych może powodować powstawanie silnie rozproszonego amorficznego dwutlenku krzemu, który wymaga usunięcia przy użyciu odpowiednich technik filtracji. Dodatkowe oczyszczanie gazu może generować ścieki, które będą również wymagały oczyszczania, np. w drodze sedymentacji (patrz sekcja 3.3.2.3.3.4) lub neutralizacji (patrz sekcja 3.3.2.3.2).

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Kryteria projektowe systemu dopalania termicznego zależą w głównej mierze od charakteru strumienia gazów odlotowych (tj. właściwości chemicznych i fizycznych takich, jak wielkość cząstek, skład, a także właściwości cieplnych takich, jak wartość opałowa i wilgotność), który określa warunki spalania. Poniżej wymieniono niektóre z najważniejszych elementów:

- Palniki

Niektóre rodzaje palników zostały opisane w Tabeli 3.203 [19, HMIP 1994].

Tabela 3.203: Rodzaje palników

Palnik	Charakterystyka
Palnik z rozprowadzeniem	Zapewnia znacznie lepsze mieszanie paliwa i powietrza spalania, a także gorących gazów z powietrzem obejściowym. Generuje to krótszy płomień i tym samym pozwala uzyskać dłuższy czas zatrzymania. Jakkolwiek, można stosować wyłącznie czyste gazy i paliwa gazowe. Występuje ograniczona proporcja (stosunek między pełną a minimalną wydajnością) i konieczne może być powietrze spalania o wysokiej zawartości tlenu.
Palnik z pojedynczym źródłem	Mniej kosztowny niż palniki z rozprowadzeniem.
Palnik wstępnego mieszania	Zapewnia efektywne spalanie, ale może wykorzystywać wyłącznie paliwo gazowe i czyste powietrze.
Palnik dyfuzyjny	Może wykorzystywać paliwo ciekłe lub gazowe i czyste lub zanieczyszczone powietrze.
Palnik wirowy	Gwarantuje efektywne spalanie i krótki płomień, ale niezbędny jest wentylator mogący zapewnić ciśnienie 500 mm (wodowskaz), proporcja jest niska i występuje tendencja do zanieczyszczania.
Palnik olejowy	Daje dłuższy płomień, jest bardziej kosztowny, wymaga więcej konserwacji, posiada bardziej ograniczoną proporcję i generalnie nie jest tak czysty, jak palnik gazowy.

- Sekcja mieszania [19, HMIP 1994]

Dobre wymieszanie można uzyskać przez:

- naturalną dyfuzję między burzliwymi strumieniami;
- zderzanie strumieni gazu pod kątem;
- zmiany kierunku przepływu, zaokrąglone naroża lub przegrody.

- Komora spalania [19, HMIP 1994]

Warunki wymiarowania komory spalania obejmują:

- średnica powinna umożliwiać burzliwy przepływ;
- komora powinna być wystarczająco duża, aby przyjąć płomień bez tłumienia;
- jej długość jest określona przez długość płomienia plus długość potrzebna na uzyskanie mieszania;
- komora powinna być odporna na temperaturę i korozję;
- komora powinna wytrzymywać częste rozszerzanie i kurczenie.

- Oczyszczanie wstępne gazów odlotowych [19, HMIP 1994]

Gdy przed wprowadzeniem do dopalacza termicznego wymagane jest oczyszczanie wstępne, należy rozważyć, co następuje:

- kondensację pary wodnej z mokrych gazów odlotowych;
- usuwanie zanieczyszczeń stałych i ciekłych;
- stężenie (np. przez adsorpcję na GAC lub zeolitach i później desorpcję) celem obniżenia całkowitej objętości gazu, który ma być oczyszczany przez dopalacz;
- oczyszczanie wstępne, które obniża zapotrzebowanie na paliwo.

- Elementy zabezpieczające [19, HMIP 1994]

Niezbędne procedury bezpieczeństwa obejmują:

- ochronę przed cofaniem się płomienia przez wyposażenie, np. urządzenia do odcinania płomienia z równoległą płytą i wieloekranowe i/lub zamknięcia wodne;
- wdrożenie okresu przedmuchu palnika przy rozruchu dopalacza termicznego;
- wyłączenie przepływów w przypadku braku płomienia;
- ograniczenie szczytowych wartości temperatury.

Konieczne mogą być specjalne systemy ochrony przed wybuchem, w zależności od rodzaju gazów odlotowych, jakie mają być spalane [184, UBA DE 2009].

Dopalacze termiczne powinny być regularnie kontrolowane i, w miarę konieczności, czyszczone dla zapewnienia prawidłowego działania i wydajności pracy. W przypadku pojawienia się nadmiaru osadu należy podjąć działania zapobiegawcze obejmujące oczyszczanie doprowadzanego gazu przed podaniem go do dopalacza. Doświadczenie z dopalaczami rekuperacyjnymi pokazuje, że rozgrzewana strona spoin w wymiennikach ciepła może ulegać uszkodzeniom, powodując wzrost kosztów konserwacji. Istnieją firmy, które z tego powodu

przeszły na dopalacze regeneracyjne. [176, Schenk i in. 2009]

Monitoring [19, HMIP 1994]

Monitorowane parametry, które powinny uruchamiać alarm w przypadku przekroczenia zadanych wartości, obejmują:

- temperaturę spalania;
- stężenie LZO;
- stężenie tlenu węgla;
- ciśnienie;
- doprowadzenie skroplonego gazu;
- doprowadzenie sprężonego powietrza.

Dalszym kluczowym parametrem do monitorowania jest zawartość tlenu w gazach odlotowych, co daje informację na temat warunków spalania. Jest to bardzo istotne przy dopalaniu termicznym związków fluorowców.

Efektywność redukcji systemu można określić monitorując stężenie LZO i/lub odoru przed i za dopalaczem termicznym. Warunki eksploatacyjne na miejscu są zwykle rejestrowane celem potwierdzenia, że wyznaczona efektywność redukcji odpowiada normalnym warunkom pracy. LZO można mierzyć jako węgiel całkowity, wykorzystując detektor płomieniowo-jonizacyjny. Analizę jakościową emisji można przeprowadzać pobierając jednorazowe próbki w wybranych punktach próbkowania, a następnie analizując je metodami CG/SM. Wartości efektywności redukcji dla emisji zapachowych są określane przez pobranie jednorazowych próbek w wybranym punkcie próbkowania, a następnie przeprowadzenie ich analizy z wykorzystaniem olfaktometrii. W tym przypadku, przy pobieraniu próbek zapachowych (zgodnie z normą EN 13725) należy również mierzyć stężenia LZO, ponieważ dają one informację na temat zmienności emisji w czasie.

Palniki wymagają regularnej kontroli oraz, w miarę potrzeby, czyszczenia. W przypadku szybkiego narastania osadów należy podjąć działania zapobiegawcze. Konieczna może być efektywna procedura oczyszczania wstępnego zanieczyszczonych gazów odlotowych przed wprowadzeniem do palnika. Jeżeli osady zawierają węgiel, może to wskazywać na użycie niewłaściwych proporcji gazy odlotowe/paliwo i potrzebę sprawdzenia nastaw kontroli.

Zastosowanie

Dopalacze termiczne służą do ograniczania emisji niemal ze wszystkich źródeł LZO, włącznie z otworami wentylacyjnymi reaktora, otworami destylacyjnymi, czynnościami z wykorzystaniem rozpuszczalników oraz operacjami wykonywanymi w piecach i suszarniach. Mogą one pracować przy mniejszych wahaniami przepływu, jednak duże wahania wymagają użycia pochodni (patrz sekcja 3.5.1.6). Ich zużycie paliwa może być wysokie przy wprowadzaniu gazów odlotowych o niskim obciążeniu, tak więc moduły termiczne są najbardziej odpowiednie dla zastosowań związanych z mniejszymi procesami przy obciążeniach LZO sięgających od umiarkowanych do wysokich. Dopalacze termiczne są wykorzystywane do kontroli LZO pochodzących z wielu różnych procesów przemysłowych takich, jak:

- przechowywanie i załadunek/rozładunek lotnych cieczy organicznych;
- czyszczenie zbiorników (cysterny kolejowe, cysterny samochodowe oraz barki);
- wentylacja procesów w branży produkcji syntetycznych organicznych produktów chemicznych;
- produkcja farb;
- wyroby gumowe i produkcja polimerów;
- elastyczne powłoki winylowe i uretanowe;
- instalacje do oczyszczania, przechowywania i utylizacji odpadów niebezpiecznych.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.204 [11. InfoMil 1999].

Tabela 3.204: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z dopalaniem termicznym

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Typowe przepływy gazu (Nm ³ /h)	900–86.000 (prosty i regeneracyjny dopalacz termiczny) ^(1,2) 90–86.000 (rekuperacyjny dopalacz termiczny) ⁽³⁾
Temperatura (°C)	750–1.000 ⁽⁴⁾ (w zależności od rodzaju zanieczyszczeń ⁽⁵⁾) 980–1.200 przy związkach niebezpiecznych ^(1,2,3)
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽⁵⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	10–50 ⁽⁵⁾
Stężenie LZO in gazów odlotowych	< 25 % [dolna granica wybuchowości] ^(1,2,3)
Stężenie pyłu w gazach odlotowych	< 3 ⁽⁵⁾
Czas zatrzymania (s)	0,5–2 ⁽⁶⁾ (zależny od temperatury)
Substancje	Brak substancji, które mogą generować korozyjne związki, gdy używane są silniki gazowe lub kotły parowe
⁽¹⁾ [55, US EPA 2003]. ⁽²⁾ [54, US EPA 2003]. ⁽³⁾ [53, US EPA 2003]. ⁽⁴⁾ [250, Ullmann's 2011]. ⁽⁵⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽⁶⁾ [9, BASF 1999].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.205.

Tabela 3.205: Zalety i wady związane z dopalaniem termicznym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Dobra i stała wydajność • Prosta zasada działania • Niezawodność pracy • Dopalenie rekuperacyjne i regeneracyjne charakteryzuje się wysoką wydajnością cieplną, z obniżeniem zużycia dodatkowego paliwa, a tym samym niższą emisją dwutlenku węgla • Możliwość integracji procesu wytwarzania ciepła odpadowego lub pary 	<ul style="list-style-type: none"> • Emisja tlenku węgla i tlenków azotu • Ryzyko wytwarzania dioksyn podczas spalania związków chlorowanych • Konieczność oczyszczania gazów odlotowych w przypadku LZO zawierających siarkę i/lub halogeny • Dodatkowe paliwo jest konieczne, przynajmniej dla operacji rozruchowych oraz przy stężeniu LZO poniżej temperatury samozapłonu (nieopłalalne przy niskich stężeniach i wysokim przepływie)

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z dopalaniem termicznym podano w Tabeli 3.206.

Tabela 3.206: Aspekty ekonomiczne związane z dopalaniem termicznym

Rodzaj kosztów	Koszty		
	Proste	Regeneracyjne	Rekuperacyjne
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	BI	24.000–89.000 USD (25.600–95.100 EUR) ⁽¹⁾	BI
	10.000–40.000 EUR ⁽²⁾	20.000–40.000 EUR ^(2,3)	10.000–50.000 EUR ⁽²⁾
Roczne koszty eksploatacyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	24.000–45.000 USD (25.600–48.100 EUR) ⁽⁴⁾	2.400–5.900 USD (2.560–6.300 EUR) ⁽¹⁾	2.800–14.800 USD (2.990–15.800 EUR) ⁽⁵⁾
	BI	6.500 FIM (1.100 EUR) ⁽⁶⁾	BI
Robocizna Media Materiały eksploatacyjne (na rok za 1.000 Nm ³ /h)	2 dni na rok ⁽³⁾ BI 24.000–45.000 EUR ⁽⁷⁾	2 dni na rok BI BI	5 dni na rok ⁽³⁾ BI BI
Opłacalność (za tonę zanieczyszczeń na rok)	440–3.600 USD (470–3.850 EUR) ⁽⁴⁾	110–21.000 USD (120–22.400 EUR) ⁽¹⁾	110–2.200 USD (120–2.350 EUR) ⁽⁵⁾
Parametry decydujące o kosztach ⁽⁸⁾	Prędkość przepływu gazów odlotowych, entalpia gazów odlotowych, temperatura spalania (ma wpływ na materiał konstrukcyjny), wymagana wydajność usuwania, rodzaj katalizatora, oprzyrządowanie, opcje odzysku ciepła, wymagania dotyczące instalacji (wewnątrz, na zewnątrz, poziom terenu, dach, itp.).		
Korzyści	Korzyści uzyskuje się, jeżeli odzyskiwana jest energia lub wytwarzane jest ciepło albo energia elektr.		
⁽¹⁾ Dane kosztowe za 2002 [54, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽²⁾ [11, InfoMil 1999]. ⁽³⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽⁴⁾ Dane kosztowe za 2002 [55, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽⁵⁾ Dane kosztowe za 2002 [53, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽⁶⁾ [36, NOREC 2000]. Stały kurs przeliczeniowy walut od stycznia 1999: EUR/FIM = 5,946. ⁽⁷⁾ Potencjalnie potrzebne dla dodatkowego paliwa [176, Schenk i in. 2009]. ⁽⁸⁾ [20, HMIP 1994]. NB: BI = brak informacji.			

Piece i kotły mogą być stosowane dla potrzeb dopalania termicznego LZO, jeżeli temperatura i czas zatrzymania pozostają w prawidłowym zakresie. Może to być interesująca opcja, jeżeli piec lub kocioł jest już na miejscu.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynnik mający wpływ na wykorzystanie dopalaczy termicznych to redukcja emisji LZO przy umiarkowanych do wysokich obciążeniach LZO, gdy występują niewielkie wahania przepływu (nadmierne wahania wymagają użycia pochodni).

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko wykorzystywana do eliminacji odorów i związków organicznych ogółem (ZOO) praktycznie we wszystkich sektorach przemysłu.

Centralne spalarnie odpadów (tj. oczyszczające gazy odlotowe z kilku instalacji) działają przy kilku zakładach chemicznych w Niemczech [183, UBA DE 2009] [184, UBA DE 2009] [185, UBA DE 2009] [186, UBA DE 2009] [187, UBA DE 2009] [188, UBA DE 2009] [192, UBA DE 2009].

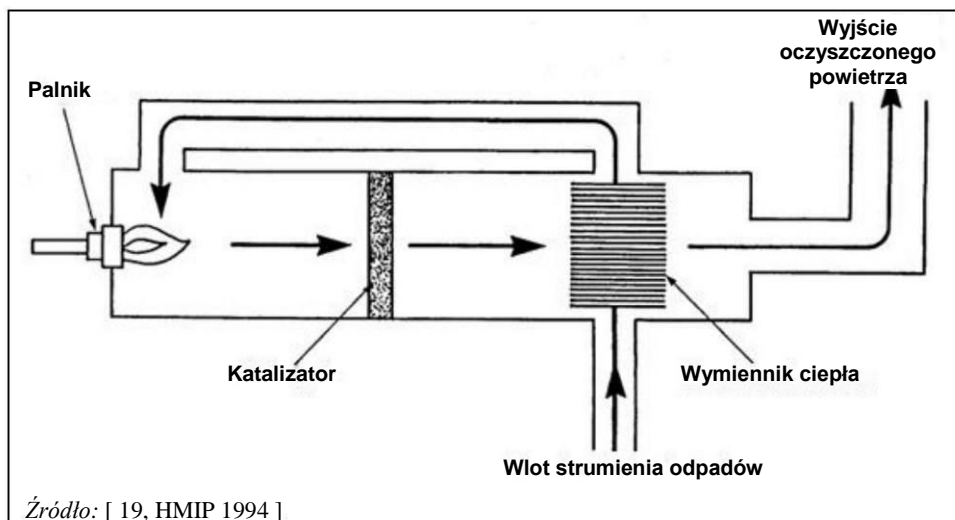
Bibliografia

[5, Dyrektywa 2010/75/UE 2010] [108, COM 2006] [9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [20, HMIP 1994] [36, NOREC 2000] [53, US EPA 2003] [54, US EPA 2003] [55, US EPA 2003] [68, UBA AT 2000] [80, World Oil Magazine 2000] [94, Bekaert 2012] [141, VITO 2009] [176, Schenk i in. 2009] [179, UBA DE 2009] [181, UBA DE 2009] [183, UBA DE 2009] [184, UBA DE 2009] [185, UBA DE 2009] [186, UBA DE 2009] [187, UBA DE 2009] [188, UBA DE 2009] [191, UBA DE 2009] [192, UBA DE 2009] [250, Ullmann's 2011]

3.5.1.3.6 Dopalenie katalityczne

Opis

Dopalacze katalityczne działają w sposób bardzo zbliżony do dopalaczy termicznych (patrz Sekcja 3.5.1.3.5); główna różnica jest taka, że po przejściu przez strefę płomienia, gaz przechodzi przez złożę katalizatora. Katalizator oddziałuje zwiększając szybkość reakcji utleniania i umożliwia przemianę przy niższych wartościach temperatury reakcji, niż w urządzeniach do dopalania termicznego. Tym samym, katalizatory pozwalają na stosowanie mniejszych dopalaczy. Zasadę przedstawiono na Rysunku 3.80.



Rysunek 3.80: Zasada utleniania katalitycznego

Gazy odlotowe są podgrzewane przez palniki pomocnicze do około 300–500 °C przed wejściem w złożę katalizatora. Maksymalna temperatura projektowa gazów odlotowych dla katalizatora wynosi zwykle 500–700 °C [51, US EPA 2003]. Istnieją katalizatory niskotemperaturowe, które pracują przy temperaturach 200–250 °C [176, Schenk i in. 2009].

Metoda stykania strumienia gazu z katalizatorem stanowi rozróżnienie między systemami dopalania katalitycznego. Stosowane są zarówno systemy ze złożem nieruchomym, jak i ze złożem fluidalnym.

Dopalacz katalityczny ze złożem nieruchomym może wykorzystywać katalizator monolityczny lub katalizator ze złożem wypełnionym. Katalizator monolityczny stanowi porowaty lity blok zawierający równoległe, nieprzecinające się kanały ustawione w kierunku przepływu gazu. Jego zaletą jest minimalne zużycie ścierne następujące wskutek rozszerzania/kurczenia cieplnego podczas uruchamiania/wyłączenia oraz ogólny niski spadek ciśnienia. Katalizator ze złożem wypełnionym zawiera cząstki, które są utrzymywane w rurze albo w płytkich korytkach, przez które przechodzi gaz. W porównaniu do katalizatora monolitycznego, jego spadek ciśnienia jest z natury wysoki i cząstki katalizatora wykazują tendencję do pęknięcia wskutek rozszerzania cieplnego, gdy zamknięte złożę katalizatora jest podgrzewane/chłodzone podczas uruchamiania/wyłączenia.

Zaletą dopalaczy katalitycznych ze złożem fluidalnym są bardzo wysokie wartości współczynnika przenikania masy, chociaż ogólny spadek ciśnienia jest nieco wyższy, niż dla monolitycznych. Dodatkową zaletą złoża fluidalnego jest duża wymiana ciepła po stronie złoża w porównaniu do normalnego współczynnika przenikania ciepła dla gazu. Kolejną zaletą jest wyższa tolerancja na cząstki stałe w strumieniu gazu niż w przypadku katalizatorów ze złożem nieruchomym oraz monolitycznych. Wynika to z ciągłego ścierania pelletów w katalizatorze ze złożem fluidalnym, co pomaga w ciągłym usuwaniu cząstek stałych na zewnątrz katalizatorów. Wadę stanowi stopniowa strata katalizatorów wskutek zużycia ściernego.

Typowo, katalizatory do dopalania LZO stanowią albo metale szlachetne, takie jak platyna, pallad i rod, umieszczone na materiale ceramicznym lub metalu, albo metale pospolite na pelletach ceramicznych, pojedynczych lub mieszanych tlenkach metali, często układane na mechanicznie silnych nośnikach takich, jak tlenki miedzi, chromu, manganu, niklu, kobaltu, itp.

Katalizatory takie, jak tlenki chromu/glinu, tlenek kobaltu i tlenki miedzi/manganu służą do utleniania gazów zawierających związki chlorowane. Katalizatory na bazie platyny są aktywne dla utleniania LZO zawierających siarkę, podczas gdy występowanie chloru powoduje ich szybką dezaktywację.

Występowanie substancji zatrujących katalizator lub środków maskujących (oślepiających) w strumieniu gazów odlotowych, takich jak cząstki stałe lub reaktywne substancje chemiczne, może wywierać istotny wpływ na trwałość użytkową katalizatora. Zatrucie przez oślepienie może być odwracalne, np. pokrywanie powierzchni katalizatora olejami lub tłuszczami ogranicza jego wydajność, ale powłokę można spalić podnosząc temperaturę. Jakkolwiek, jeżeli obecne są określone substancje chemiczne, zatrucie katalizatora staje się nieodwracalne. Substancje zatrujące katalizator obejmują:

- szybko działające inhibitory, takie jak fosfor, bizmut, arsenik, antymon, ołów, rtęć, powodujące nieodwracalną utratę działania katalitycznego w stopniu zależnym od stężenia i temperatury;
- wolno działające inhibitory, takie jak żelazo, cyna, krzem, powodujące nieodwracalną utratę działania, jednak mogą być tolerowane wyższe stężenia, niż w przypadku szybko działających inhibitorów;
- inhibitory odwracalne, takie jak siarka, fluorowce, cynk, powodujące – zależnie od katalizatora – odwracalne pokrycie powierzchni aktywnego obszaru katalizatora w stopniu zależnym od stężenia i temperatury;
- maski powierzchniowe, takie jak organiczne ciała stałe, powodujące odwracalne pokrywanie aktywnych powierzchni;
- cząstki powodujące erozję i maski powierzchniowe, takie jak cząstki obojętne, powodujące pokrywanie aktywnych powierzchni, plus erozję katalizatorów w stopniu zależnym od wielkości cząstki, obciążenia ziarna i prędkości gazu [20, HMIP 1994].

Jak w przypadku dopalania termicznego (patrz sekcja 3.5.1.3.5), stosuje się kilka typów dopalaczy:

- prosty dopalacz katalityczny;
- regeneracyjny dopalacz katalityczny;
- rekuperacyjny dopalacz katalityczny.

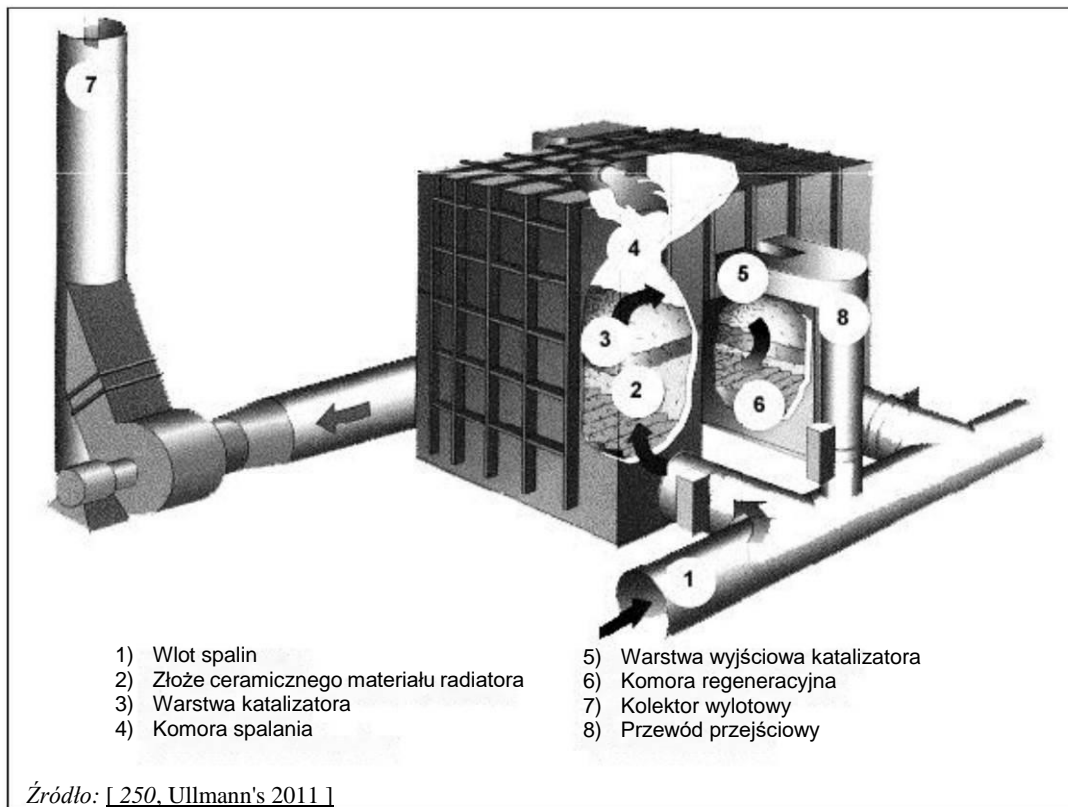
Normalne warunki eksploatacyjne dla dopalaczy katalitycznych obejmują:

- gaz ziemny jako preferowane paliwo (gdy potrzebne jest dodatkowe paliwo);
- palnik z rozprawadzeniem, jako właściwy palnik;
- komory wykonane ze stali nierdzewnej lub stali węglowej;
- sekcję palnika o wystarczającej długości dla zapewnienia równomiernego przepływu i rozkładu temperatur na całej powierzchni katalizatora;
- płaski profil przepływu na całej powierzchni katalizatora;
- ruch gazów odlotowych przez złożo katalizatora w 'przepływie tłokowym' przy minimalnym mieszanii wstecznym;
- typowy czas zatrzymania wynoszący 0,3–0,5 sekund.

Podobnie, jak w przypadku dopalania termicznego (patrz Sekcja 3.5.1.3.5), konieczny może być pewien zakres oczyszczania wstępnego gazów odlotowych, jak np. kondensacja pary wodnej z mokrych gazów odlotowych, usuwanie części stałych i cieczy, oraz – typowe dla systemu katalitycznego – usuwanie substancji zatrujących katalizator. Wymogi dotyczące bezpieczeństwa są niemal takie same, jak dla dopalania termicznego (patrz Sekcja 3.5.1.3.5).

Proces dopalania katalitycznego powinien być opracowany w taki sposób, aby ułatwiać wyjmowanie katalizatora dla potrzeb czyszczenia lub wymiany.

Przykład regeneracyjnego dopalacza katalitycznego pokazano na Rysunku 3.81.



Rysunek 3.81: Regeneracyjny dopalacz katalityczny

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z dopalaniem katalitycznym podano w Tabeli 3.207.

Tabela 3.207: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z rekuperacyjnym dopalaniem katalitycznym

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)			Poziomy emisji (mg/Nm ³)	Uwagi
	Proste	Regeneracyjne	Rekuperacyjne	BI	
LZO	95 ⁽²⁾	90–99 ⁽³⁾	BI	BI	–
	98–99 ^(2, 4)	BI	BI	BI	–
	95–99 ^(5, 6)			< 1–20 ^(5, 6)	Nie określono typu dopalacza
PM ₁₀	25–99,9 ⁽²⁾	BI	BI	BI	Produkty naftowe i węglowe
	50–99,9 ⁽²⁾	BI	BI	BI	Produkty chemiczne i pokrewne
	< 99 ^(5, 6)			BI	Nie określono typu dopalacza
CO	BI	> 98 ^(6, 7)	BI	BI	–
Odor	80–95 ^(5, 6)			BI	Nie określono typu dopalacza

⁽¹⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176. Schenk i in. 2009].

⁽²⁾ [51. US EPA 2003].

⁽³⁾ [54. US EPA 2003].

⁽⁴⁾ Wymagają większych ilości katalizatora i/lub wyższych temperatur.

⁽⁵⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych [176. Schenk i in. 2009].

⁽⁶⁾ [176. Schenk i in. 2009].

⁽⁷⁾ Kosztowny katalizator na bazie metalu.

NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Główne media i materiały eksploatacyjne techniki wyszczególniono w Tabeli 3.208.

Tabela 3.208: Materiały eksploatacyjne związane z dopalaniem katalitycznym

Material eksploatacyjny	Ilość
Paliwo podczas rozruchu i przy warunkach nieautotermicznych ⁽¹⁾ (Nm ³ metanu na 1.000 Nm ³)	0–100
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	1–2 ⁽²⁾
Spadek ciśnienia (kPa)	1–5 ⁽²⁾
⁽¹⁾ Zakres autotermiczny dla LZO: 1–2 g/Nm ³ ⁽²⁾ (system regeneracyjny) i 3–5 g/Nm ³ (system rekuperacyjny).	
⁽²⁾ [11. InfoMil 1999].	

Trwałość użytkowa katalizatora wynosi dwa lata lub więcej. Następnie, należy przeprowadzić jego regenerację lub zlikwidować jako odpad chemiczny lub nawet niebezpieczny.

Gdy utlenione LZO zawierają siarkę i/lub fluorowce, można oczekiwać dalszej emisji dwutlenku siarki i/lub halogenków wodoru. Należy je usunąć przy użyciu odpowiednich technik.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Dopalacze katalityczne wymagają regularnej kontroli oraz, w miarę konieczności, czyszczenia dla utrzymania dobrego działania i wydajności. W przypadku pojawienia się nadmiaru osadu należy podjąć działania zapobiegawcze obejmujące (częściowo) oczyszczanie doprowadzanego gazu przed podaniem go do dopalacza.

Monitoring [19, HMIP 1994]

Należy monitorować temperaturę złoża katalizatora, spadek ciśnienia na złożu katalizatora, temperaturę spalania oraz zawartość tlenku węgla i tlenu w strumieniu gazów odlotowych dla utrzymania optymalnych warunków spalania.

Efektywność redukcji systemu można określić monitorując stężenie LZO i/lub odoru przed i za dopalaczem. LZO można mierzyć jako węgiel całkowity, wykorzystując detektor płomieniowo-jonizacyjny. Analizę jakościową emisji można przeprowadzać pobierając jednorazowe próbki w wybranych punktach próbkowania, a następnie analizując je metodami CG/SM. Wartości efektywności redukcji dla emisji zapachowych są określane przez pobranie jednorazowych próbek w wybranym punkcie próbkowania, a następnie przeprowadzenie ich analizy z wykorzystaniem olfaktometrii.

Palniki wymagają regularnej kontroli oraz, w miarę potrzeby, czyszczenia. W przypadku szybkiego narastania osadów należy podjąć działania zapobiegawcze. Konieczna może być efektywna procedura oczyszczania wstępnego zanieczyszczonych gazów odlotowych przed wprowadzeniem do palnika. Jeżeli osady zawierają węgiel, może to wskazywać na użycie niewłaściwych proporcji gazy odlotowe/paliwo i potrzebę sprawdzenia nastaw kontroli.

Zastosowanie

Dopalanie katalityczne służy do ograniczania emisji z różnorodnych źródeł stacjonarnych. Główne źródło emisji stanowi LZO z odparowania rozpuszczalnika, a dopalanie katalityczne jest szeroko stosowane w wielu gałęziach przemysłu w tej kategorii. Przykłady z przemysłu chemicznego i pokrewnych branż obejmują:

- otwory wentylacyjne procesów w sektorze produkcji syntetycznych organicznych substancji chemicznych;
- wyroby gumowe i produkcję polimerów;
- produkcję polietylenu, polistyrenu i żywic poliestrowych.

Dopalanie katalityczne jest najbardziej odpowiednie dla systemów o niższych objętościach gazów odlotowych, gdzie występuje niewielka zmienność w rodzaju i stężeniu LZO oraz gdzie nie występują substancje zatruwające katalizator czy inne zanieczyszczenia. Inne usuwane związki to tlenek węgla i – do pewnego stopnia – cząstki stałe, chociaż te ostatnie wymagają specjalnych urządzeń operacyjnych.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.209.

Tabela 3.209: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z dopalaniem katalitycznym

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Typowe przepływy gazu (Nm ³ /h)	1 200–90.000 (proste i regeneracyjne dopalacze katalityczne) ^(1,2,3) 90–90.000 (rekuperacyjny dopalacz katalityczny) ^(3,4)
Temperatura (°C)	300–500 przed katalizatorem 500–700 za katalizatorem
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽³⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	10–50 ⁽³⁾
Stężenie pyłu w gazach odlotowych (mg/Nm ³) (wielkość cząstek (PM) nieokreślona)	< 3 ⁽³⁾
Stężenie LZO w gazach odlotowych	< 25 % [dolna granica wybuchowości] ⁽¹⁾
Czas zatrzymania (s)	0,3–0,5 (zależny od wielkości złoża katalizatora)
⁽¹⁾ [51, US EPA 2003]. ⁽²⁾ [54, US EPA 2003]. ⁽³⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽⁴⁾ [53, US EPA 2003].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.210.

Tabela 3.210: Zalety i wady związane z dopalaniem katalitycznym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Bardziej kompaktowe niż dopalacze termiczne Wymaga niższych temperatur (tj. mniejsze zapotrzebowanie na energię, mniejsze wymagania co do izolacji, mniejsze ryzyko pożaru), oraz mniej dodatkowego paliwa niż w przypadku dopalaczy termicznych Niewiele lub brak NO_x powstałych z wiązania atmosferycznego (około 20–30% ilości utworzonej przez dopalanie termiczne) CO w strumieniu gazów odlotowych zostaje równocześnie usunięty przez katalizator Możliwe jest dobre, ciągłe i niezawodne działanie Dopalanie rekuperacyjne i regeneracyjne charakteryzuje się wysoką wydajnością cieplną, z obniżeniem zużycia dodatkowego paliwa oraz niższą emisją dwutlenku węgla Możliwość integracji procesu wytwarzania ciepła odpadowego lub pary Niewielkie lub brak wymagań co do izolacji Zmniejszone zagrożenie pożarem w porównaniu do dopalania termicznego 	<ul style="list-style-type: none"> Wyższe koszty inwestycyjne, niż w przypadku dopalania termicznego Niższa wydajność rozkładu LZO niż w przypadku dopalania termicznego System wrażliwy na zmiany zawartości energii w gazach odlotowych Ryzyko powstawania dioksyn, gdy związki chlorowane są obecne w gazach odlotowych Wszystkie katalizatory są wrażliwe na substancje zatrzymujące, zanieczyszczenia i środki blokujące ich działanie Często konieczne jest, aby cząstki stałe usunąć jako pierwsze Konieczna może być utylizacja zużytego katalizatora, którego nie można poddać regeneracji

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z wykorzystaniem dopalania katalitycznego przedstawiono w Tabeli 3.211.

Tabela 3.211: Aspekty ekonomiczne związane z dopalaniem katalitycznym

Rodzaj kosztów	Koszty		
	Proste	Regeneracyjne	Rekuperacyjne
Koszty inwestycyjne (EUR za 1.000 Nm ³ /h)	10.000-80.000 ⁽¹⁾	25.000-89.000 ⁽²⁾	10.000-50.000 ⁽²⁾
Roczne koszty eksploatacyjne: (EUR za 1.000 Nm ³ /h)	2.500-20.000 ⁽²⁾	3.500-12.000 ⁽²⁾	BI
Robocizna	3 godziny na tydzień	2 godziny na tydzień	BI
Energia (kWh/1.000 Nm ³ /h)	1-2 ⁽²⁾	Mniej niż przy prostym dopalaniu katalitycznym	
Materiały eksploatacyjne	35-250 EUR/kg, w zależności od typu ⁽⁴⁾		
Opłacalność (za tonę zanieczyszczeń na rok)	BI	BI	BI
Parametry decydujące o kosztach ⁽³⁾	Prędkość przepływu gazów odlotowych (ma wpływ na wymiary komory spalania), entalpia gazów odlotowych (ma wpływ na konstrukcję urządzeń spalających, wymagania dotyczące paliwa pomocniczego), wymagana wydajność rozkładu rozpuszczalnika (ma wpływ na szybkość objętościową oraz w konsekwencji na wymaganą ilość katalizatora), typ katalizatora, oprzyrządowanie, typ wymiennika ciepła oraz wymagania instalacyjne (wewnątrz, na zewnątrz, poziom terenu, dach, itp.).		
Korzyści	Brak		
⁽¹⁾ [11, InfoMil 1999]. ⁽²⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽³⁾ [20, HMIP 1994]. NB: BI = brak informacji.			

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Główny czynnik mający wpływ na użycie dopalania katalitycznego to redukcja emisji LZO.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana w przemyśle chemicznym (np. produkcja organicznych substancji chemicznych, gumy, polimerów, polietylenu, polistyrenu i żywicy poliestrowych), a także w innych branżach takich, jak przemysł celulozowo-papierniczy.

Bibliografia

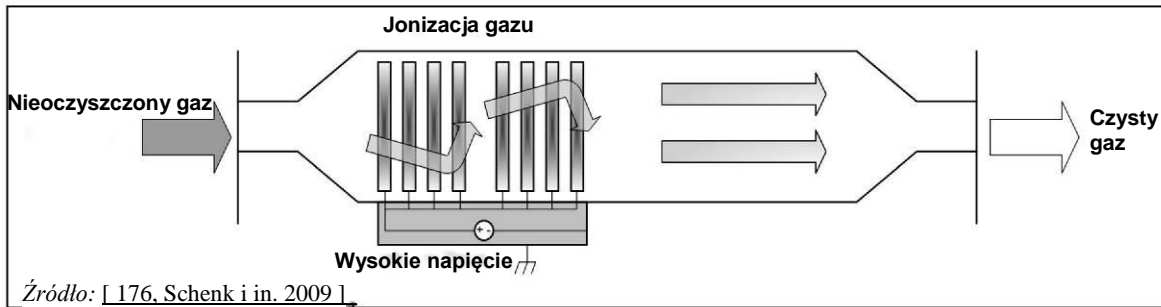
[11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [20, HMIP 1994] [51, US EPA 2003] [53, US EPA 2003] [54, US EPA 2003] [176, Schenk i in. 2009] [250, Ullmann's 2011]

3.5.1.3.7 Jonizacja

Opis

W jonizacji (również określanej jako bezpośrednia technika zimnej plazmy), przepływ powietrza lub doprowadzanego gazu przechodzi przez komorę reakcji, gdzie jest poddawany działaniu bardzo silnego pola elektrycznego (20–30 kV) wytwarzanego przez elektrody, co powoduje powstawanie jonów, wolnych elektronów, rodników i innych silnie reakcyjnych cząstek. Jakkolwiek, nie ma zauważalnego wzrostu temperatury. Silnie reaktywne związki powodują rozkład i (częściowe) utlenianie zanieczyszczeń występujących w doprowadzonym gazie. Najbardziej aktywne cząstki w tym procesie to N, O i rodniki hydroksylowe. Powstają one z azotu (N₂), tlenu (O₂) i wody (H₂O). Jeżeli przepływ gazu zostaje wysłany bezpośrednio do reaktora plazmowego, wówczas działa jako filtr elektrostatyczny (patrz Sekcja 3.5.1.4.4) o wydajności usuwania pyłu > 90 %. Aby utrzymać reaktor w czystości, należy zainstalować system (samo) oczyszczania. Czyszczenie może odbywać się z wykorzystaniem wibracji, sprężonego powietrza lub wody. W strumieniach powietrza wolnych od pyłu taki system oczyszczania nie jest konieczny. W przypadku oczyszczania bezpośredniego możliwe jest usuwanie organicznych substancji chemicznych. W przypadku wtrysku zjonizowanego strumienia powietrza następuje modyfikacja molekuł zapachowych oraz, w mniejszym zakresie, usuwanie obciążenia organicznego.

Schemat systemu jonizacji przedstawiono na Rysunku 3.82.



Rysunek 3.82: Układ jonizacji

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z jonizacją podano w Tabeli 3.212.

Tabela 3.212: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z jonizacją

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
LZO	80–> 99,9	BI	Wydajność uzyskana w przemyśle drzewnym
Odor	80–98	1.000–20.000 ou _E /Nm ³	Silnie zależny od zastosowania oraz układu instalacji (bezpośrednio do strumienia gazu lub strumienia bocznego, patrz warianty)
NO _x	80–95	BI	Uzyskiwany dla wariantu nisko-temperaturowego systemu dopalania (LoTox)
SO ₂	BI	BI	–

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.

⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością.

NB: BI = brak informacji.

Źródło: [176, Schenk i in. 2009].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Rozkład LZO może skutkować emisją CO₂, H₂O₂, CO, NO_x, itp., którą można zredukować przy pomocy systemu katalizatorów [236, Bai i in. 2009].

Główne media i materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.213.

Tabela 3.213: Materiały eksploatacyjne związane z jonizacją

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Katalizator (jeżeli jonizacja jest połączona z katalizatorem)	BI	Trwałość około 8.000 godzin pracy; możliwość regeneracji
Energia (kW/1.000 Nm ³)	0,3–3	Dla zastosowań związanych z usuwaniem odoru zastosowanie ma dolna część zakresu. Zużycie zależy od stężenia i rodzaju usuwanych związków oraz wilgotności powietrza.

NB: BI = brak informacji.

Źródło: [176, Schenk i in. 2009].

Ozon wytwarzany w polu elektrycznym jest produktem ubocznym. Jeżeli ozon nie wejdzie w reakcję w całości, wówczas dochodzi do jego emisji. Ozon posiada charakterystyczny zapach i może być szkodliwy przy dużych stężeniach. W normalnych warunkach atmosferycznych ozon jest szybko przekształcany w tlen. Po ustawieniu katalizatora szeregowo za jonizatorem ozon zostaje całkowicie usunięty. W zastosowaniach przemysłowych emisja ozonu pozostaje poniżej 1 ppm.

Ścieki są odprowadzane jako niewielka ilość wody drenażowej.

Gdy w strumieniu gazu występuje pył, należy go utylizować jako odpad stały.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja

Zakres konserwacji jest minimalny. Jeżeli urządzenie jest wykorzystywane zarówno do poboru pyłu, jak i do usuwania odoru, konieczne może być 'mycie' raz w tygodniu, ponadto wskazana jest kontrola wewnętrzna raz w miesiącu [237, FTU 2007].

Monitoring

Napięcie stanowi główny parametr, który należy monitorować.

Zastosowanie

Jonizacja jest normalnie stosowana do oczyszczania gazów odlotowych o niskich stężeniach LZO, oraz w przypadkach, gdzie dopalanie termiczne/katalityczne nie jest skuteczne.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.214 [176, Schenk i in. 2009].

Tabela 3.214: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z jonizacją

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazów odlotowych	20–200.000
Temperatura (°C)	20–80 Wyższe temperatury są możliwe (do 120°) przy utlenianiu plazmowym
Ciśnienie	Atmosferyczne
Spadek ciśnienia (mbar)	Pewien
Wilgotność względna (%)	Niezbędnie wysoka z powodu ryzyka kondensacji i zwarć. Podwyższona wilgotność poprawia wydajność w układzie strumienia bocznego
Stężenie pyłu (wielkość PM nieokreślona)	W przypadku zastosowania bezpośrednio w strumieniu gazu powinny wystąpić względnie niewielkie ilości pyłu. Jonizator będzie wówczas działał jak filtr elektrostatyczny
Energia	Jonizacja jest odpowiednia przede wszystkim dla strumieni gazu o niskim poziomie energii (niskie stężenia LZO) z uwagi na niskie zużycie energii w porównaniu do dopalaczy termicznych
Źródło: [176, Schenk i in. 2009].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.215.

Tabela 3.215: Zalety i wady związane z jonizacją

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Niskie zużycie energii w porównaniu do dopalaczy termicznych (dla strumieni gazu o niskim poziomie energii) Duża kompaktowość Może być dowolnie uruchamiana i wyłączana (niemal zerowy czas rozruchu) Względnie prosta obsługa Brak wrażliwości na zmienność strumienia gazu Proces jonizacji zachodzi przy niskiej temperaturze W przypadku pracy w trybie obejścia, brak wrażliwości na pył 	<ul style="list-style-type: none"> Zużycie energii elektrycznej Preferuje się wykonanie instalacji próbnej dla uzyskania lepszej oceny skutków właściwych dla konkretnego przypadku oraz możliwej wydajności redukcji Proces odpowiedni wyłącznie dla usuwania LZO, gdy system jest stosowany bezpośrednio w strumieniu gazu Ryzyko narażenia na promieniowanie elektromagnetyczne. Ryzyko jest niższe, jeżeli obudowa jest wykonana z metali

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z jonizacją przedstawiono w Tabeli 3.216.

Tabela 3.216: Aspekty ekonomiczne związane z jonizacją

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne: (za 1.000 Nm ³ /h)	Do 50.000 EUR ⁽¹⁾	Silnie zależne od zastosowania
Wtryskiwacz	2.600 EUR ⁽²⁾	–
Katalizator	Do 660 EUR (dla trwałości użytkowej 8.000 godzin) ⁽²⁾	–
Koszty eksploatacyjne:	3–5 % kosztów inwestycyjnych	
Robocizna	1–2 dniówek na rok ⁽¹⁾	–
Media		
Materiały eksploatacyjne	0,3–3 kWh/1.000 Nm ³ ⁽³⁾	
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ doprowadzanego powietrza	
Korzyści	Brak	
⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ Część całkowitych kosztów inwestycyjnych wymienionych powyżej [176, Schenk i in. 2009]. ⁽³⁾ [227, CWW TWG 2009]. NB: BI = brak informacji.		

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynnikiem mającym wpływ na wykorzystanie jonizacji jest redukcja emisji LZO (włącznie z zapachowymi).

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana w takich sektorach przemysłu, jak oczyszczalnie ścieków, instalacje oczyszczania osadu, rzeźnie, przemysł spożywczy i produkcja paszy (w 2007r., 25 modułów zimnej plazmy było eksploatowanych w sektorze produkcji karmy dla zwierząt [237, FTU 2007]).

Bibliografia

[176, Schenk i in. 2009] [227, CWW TWG 2009] [236, Bai i in. 2009] [237, FTU 2007]

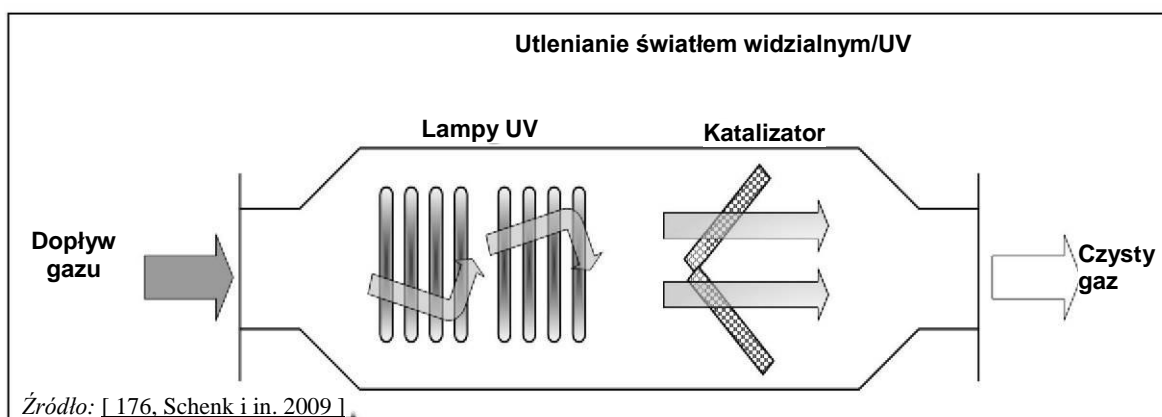
3.5.1.3.8 Utlennianie światłem widzialnym/UV

Opis

Doprowadzany strumień gazów odlotowych jest prowadzony przez komorę reakcyjną i zostaje napromieniowany falami UV (100–280 nm). Promieniowanie to powoduje rozkład niepożądanych związków. Proces rozkładu zachodzi na dwa sposoby:

- fotoliza bezpośrednia: związki takie, jak LZO, NH_3 , H_2S oraz aminy zostają bezpośrednio rozbite przez promieniowanie;
- utlenianie przez reaktywne rodniki tlenowe: obecność wysoce reaktywnych rodników tlenowych powoduje utlenianie związków, które nie zostaną rozbite przez fotolizę bezpośrednią i produkty reakcji z fotolizy.

Schemat ideowy systemu utleniania światłem widzialnym/UV przedstawiono na Rysunku 3.83.



Rysunek 3.83: Układ utleniania światłem widzialnym/UV

Niektórzy dostawcy instalują po pierwszej fazie utleniania światłem widzialnym katalizator (węgiel aktywny) lub drugi zestaw lamp o innej długości fali w celu uzyskania możliwie jak największej szybkości usuwania. Ta dodatkowa faza służy również do rozbijania pozostałego ozonu w tlen.

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV podano w Tabeli 3.217.

Tabela 3.217: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)
LZO	95	25–50
Odor	80–98	BI
H ₂ S, NH ₃ , aminy, merkaptany	< 98	BI

⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.
⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością.
 NB: BI = brak informacji.
 Źródło: [176, Schenk i in. 2009].

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Oczyszczany gaz może zawierać ozon. Jednakże, w normalnych warunkach ozon szybko rozkłada się do tlenu. Poza zużyciem lamp UV (oczekiwana trwałość użytkowa około 8.000 godzin), nie powstają żadne odpady. Zużycie energii mieści się w zakresie 0,3–1,5 kWh/1.000 Nm³ [227, CWW TWG 2009].

Dane eksploatacyjne

Brak informacji.

Zastosowanie

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.218 [176, Schenk i in. 2009].

Tabela 3.218: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	2.000–58.000 (w teorii nie bardzo krytyczny)
Temperatura (°C)	< 60
Ciśnienie	Atmosferyczne
Spadek ciśnienia (mbar)	BI
Wilgotność względna (%)	< 85 (maks. temperatura rosy, brak mgły)
LZO stężenie (mg/Nm ³)	< 500
H ₂ S, NH ₃ , aminy, merkaptany (ppm)	< 50
Stężenie pyłu	Preferowane jest przeprowadzenie usuwania pyłu
NB: BI = brak informacji. Źródło: [176, Schenk i in. 2009].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.219.

Tabela 3.219: Zalety i wady związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Kompaktowy i modułowy system • Niemal zerowy czas rozruchu • Działanie przy niskiej temperaturze • Niskie zużycie energii • Prawie bezgłośnie 	<ul style="list-style-type: none"> • Nieodpowiednie dla wysokich stężeń zanieczyszczeń

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV przedstawiono w Tabeli 3.220.

Tabela 3.220: Aspekty ekonomiczne związane z utlenianiem światłem widzialnym/UV

Rodzaj kosztów	Koszty
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	5.000–7.000 EUR
Koszty eksploatacyjne (EUR/kg usuniętych LZO)	3–25
Materiały eksploatacyjne (EUR/1.000 Nm ³ /h):	
Lampy UV	0,06–0,2
Katalizator	0,06–0,12
Energia	0,3–1,5 kWh
Parametry decydujące o kosztach	Lampy UV, katalizator
Korzyści	Brak
Źródło: [176, Schenk i in. 2009].	

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Brak dostępnych informacji.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana w takich dziedzinach, jak instalacje do powlekania, oczyszczalnie ścieków, instalacje do przerobu odpadów, procesy fermentacyjne oraz przemysł spożywczy.

Bibliografia

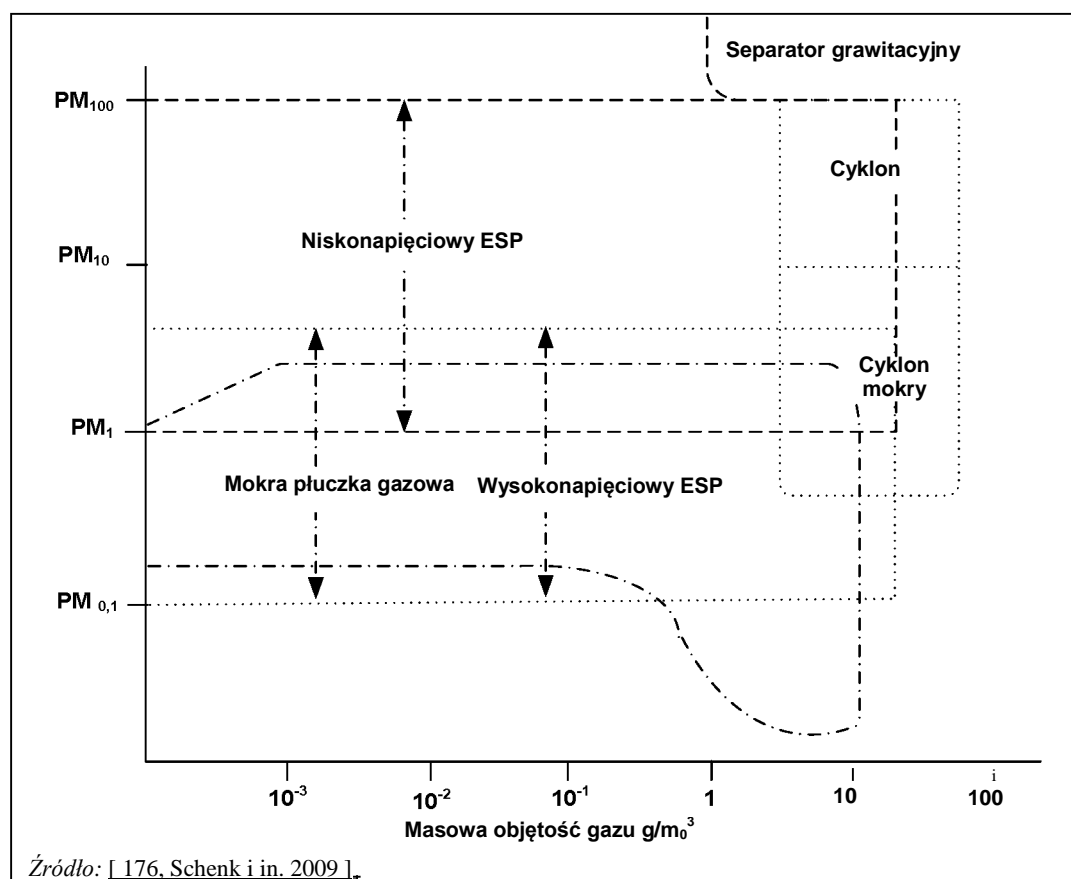
[176, Schenk i in. 2009] [227, CWW TWG 2009]

3.5.1.4 Techniki odzyskiwania i usuwania cząstek stałych

3.5.1.4.1 Streszczenie

Do zanieczyszczeń nierozpuszczonych (również określanych jako cząstki stałe, PM) należą: pył, metale ciężkie i ich związki, aerozole, mgła i sadza, które często można znaleźć w strumieniach gazów odlotowych w przemyśle chemicznym. Cząstki pyłu i metale ciężkie (i/lub ich związki) znajduje się w produkcyjnych strumieniach gazów odlotowych podczas przenoszenia, formowania i/lub składowania materiałów stałych i związków sproszkowanych, a także w gazach spalinowych pochodzących z procesu spalania, np. z elektrowni lub ze spalania odpadów. Aerozole i mgły pojawiają się na przykład podczas reakcji i obróbki mieszanin produkcyjnych.

Rysunek 3.84 przedstawia orientacyjny przegląd niektórych technik, jakie można stosować do odzyskiwania i redukcji cząstek stałych.



Rysunek 3.84: Orientacyjny przegląd niektórych technik, które można stosować do odzyskiwania i redukcji (drobnych) cząstek stałych

Poniżej opisano powszechnie stosowane techniki służące do odzyskiwania i redukcji cząstek stałych.

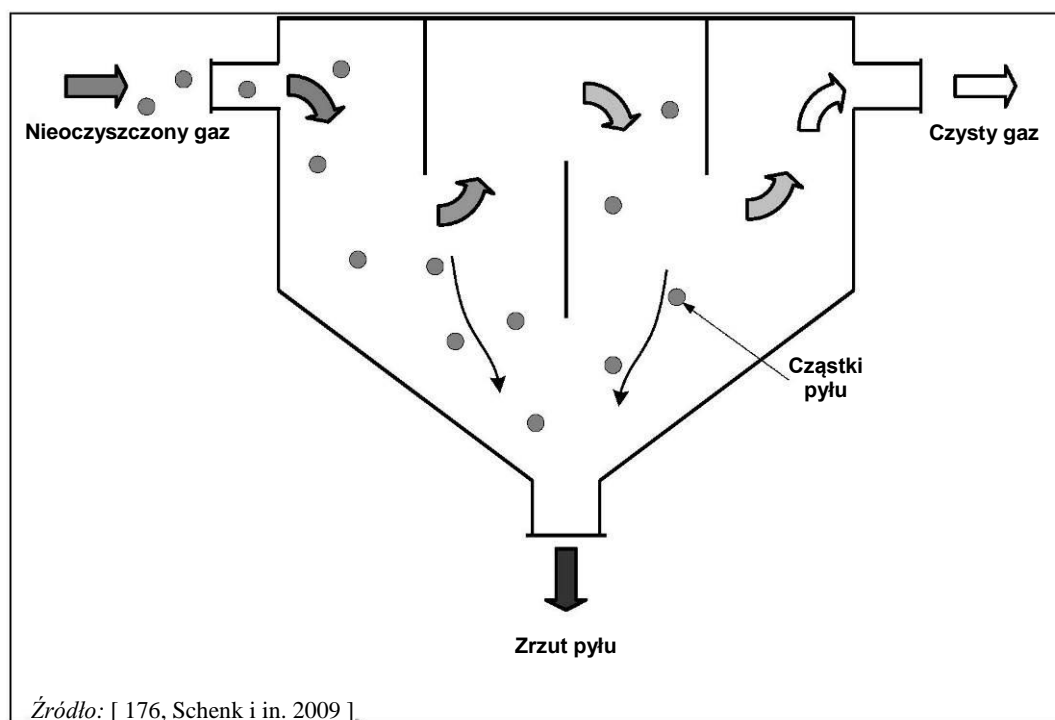
3.5.1.4.2 Komora osadcza/separator grawitacyjny

Opis

Strumień gazów odlotowych jest wprowadzany do komory, gdzie pył, aerozole i/lub krople są oddzielane od gazu pod wpływem grawitacji/bezwładności. Efekt oddzielający jest nasilany przez zmniejszenie prędkości gazu przy pomocy rozwiązań projektowych takich, jak: przegrody, struktury lamelarne, czy siatka druciana (patrz Rysunek 3.85).

Projekt powinien przewidywać rozpraszanie strumienia wewnątrz komory z jednakową szybkością. Przepływy preferencyjne mają negatywny wpływ na wydajność. Zastosowanie przeszkód wewnętrznych w separatorze inercyjnym umożliwia pracę przy wyższych prędkościach, co stanowi o zmniejszeniu objętości separatora w porównaniu z komorą osadczą. Wadą jest narastający spadek ciśnienia.

Technika ta stanowi część grupy technik kontroli zanieczyszczenia powietrza określanych jako procedury oczyszczania wstępnego.



Rysunek 3.85: Komora osadcza

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z komorami osadczymi podano w Tabeli 3.221.

Tabela 3.221: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z komorami osadczymi

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/Nm ³)	Uwagi
Pył (nie określono wielkości cząstek (PM))	10–90 ^(1,2)	Wysoki; > 100 możliwe ⁽²⁾	Silna zależność od wielkości cząstek; duże cząstki są lepiej usuwane, niż małe
Krople	BI	100 ⁽¹⁾	W odmgławiaczach

⁽¹⁾ [11, InfoMil 1999].
⁽²⁾ [176, Schenk i in. 2009]; Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.
 NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z komorami osadczymi wyszczególniono w Tabeli 3.222.

Tabela 3.222: Materiały eksploatacyjne związane z komorami osadczymi

Material eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Woda (opcjonalny system czyszczenia dla przegród i struktur lamelarnych)	100–200 l/m ²	Zależy od konkretnego zastosowania
Energia (kWh/1 000 Nm ³)	BI	Tylko dla wentylatora
Spadek ciśnienia (kPa)	< 0,5	–
NB: BI = brak informacji. Źródło: [11. InfoMil 1999].		

Pozostałości obejmują oddzielony pył i/lub oddzielone kropelki, które należy usunąć, gdy ponowne wykorzystanie/recykulacja nie jest możliwa. W zależności od źródła, oddzielony pył może być zanieczyszczony materiałem toksycznym lub niebezpiecznym, który należy przeznaczyć do dalszego oczyszczania lub utylizacji.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Komory osadcze mogą być wykonane z różnych materiałów, włączając stal i materiały syntetyczne, zależnie od składu strumienia gazów odlotowych.

W przypadku stosowania komór osadczych najistotniejsze jest rozprowadzanie strumienia z równomierną prędkością. Przepływy preferencyjne mają negatywny wpływ na funkcjonowanie komory osadczej. Zastosowanie przeszkód wewnętrznych pozwala na wykonywanie pracy przy wyższych prędkościach, dzięki czemu komora osadcza może być mniejsza. Ujemną stroną jest tutaj narastający spadek ciśnienia w układzie. Należy unikać przeciekania zimnego powietrza do komory osadczej, aby nie dochodziło do kondensacji strumienia gazu. Kondensacja może prowadzić do korozji, gromadzenia się pyłu i zatykania wylotu pyłu.

Monitoring [176, Schenk i in. 2009]

Najczęściej pojawiającą się przyczyną nieprawidłowego działania jest blokowanie komory przez pył. Można temu zapobiegać poprzez ciągłe monitorowanie i okresowe kontrole komory.

Zastosowanie

Separator grawitacyjny jest zwykle instalowany jako etap wstępny w różnych systemach filtracji pyłu, płuczkach, wieżach chłodniczych, itp. Przykładowo, jest używany do zapobiegania porywaniu płynu do mycia z oczyszczonymi gazami odlotowymi i/lub do usuwania cząstek gorących lub ściernych. Nie ma on zastosowania przy oczyszczaniu cząstek stałych zawieszonych w gazach spalinowych.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.223.

Tabela 3.223: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z komorami osadczymi

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	100–100.000 ⁽¹⁾
Zawartość PM (g/Nm ³)	Brak ograniczeń
Wielkość cząstek (PM)	PM _{>10} , lepsza wydajność dla PM _{>50} ⁽²⁾
Temperatura	Normalnie do około 540 °C, ograniczona przez materiały konstrukcyjne zastosowane do wykonania komory osadczej ⁽²⁾
Ciśnienie (bar)	Brak ograniczeń ⁽³⁾
Procent płynu	Powyżej temperatury rosy ⁽³⁾
⁽¹⁾ [11. InfoMil 1999].	
⁽²⁾ [44. US EPA 2003].	
⁽³⁾ [176, Schenk i in. 2009].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.224.

Tabela 3.224: Zalety i wady związane z komorami osadczymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Prosta konstrukcja, brak ruchomych części, stąd niskie koszty konserwacji i eksploatacji • Bardzo niewielki spadek ciśnienia • Odpowiednie dla wyższych temperatur • Niskie koszty inwestycyjne • Niskie zużycie energii • Mogą być stosowane w przypadku procesów charakteryzujących się dużą zmiennością, np. o wysokich i niskich temperaturach 	<ul style="list-style-type: none"> • Niska wydajność usuwania, szczególnie w odniesieniu do małych cząstek • Nieodpowiednie dla lepkich cząstek • Nieodpowiednie przy niewielkiej różnicy gęstości między gazem a cząstkami stałymi • Relatywnie duże rozmiary urządzeń
<p>Źródło: [176, Schenk i in. 2009].</p>	

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z komorami osadczymi przedstawiono w Tabeli 3.225.

Tabela 3.225: Aspekty ekonomiczne związane z komorami osadczymi

Koszty inwestycyjne (EUR/1 000 Nm ³ /h)	Niskie, jeżeli system jest zintegrowany z innymi systemami
Koszty eksploatacyjne (EUR/1 000 Nm ³ /h)	Niskie
Materiały eksploatacyjne/dodatki	Brak
Koszty energii (tj. energia elektryczna)	Niskie (tj. do zasilania wentylatorów)
Parametry decydujące o kosztach	Spadek ciśnienia
Korzyści	Brak, o ile pył nie jest odzyskiwany i ponownie wykorzystywany/poddawany recyklingowi
<p>Źródło: [176, Schenk i in. 2009].</p>	

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Ograniczenie emisji cząstek stałych oraz odzysk materiałów stanowią główne czynniki mające wpływ na wdrażanie omawianej techniki.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko wykorzystywana w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, takich jak przemysł drzewny i produkcja mebli, branża budowlana, produkcja ceramiki, przemysł szklarski, składowanie i transport materiałów pyłowych, oraz hutnictwo żelaza, produkcja stali i sektor metali nieżelaznych.

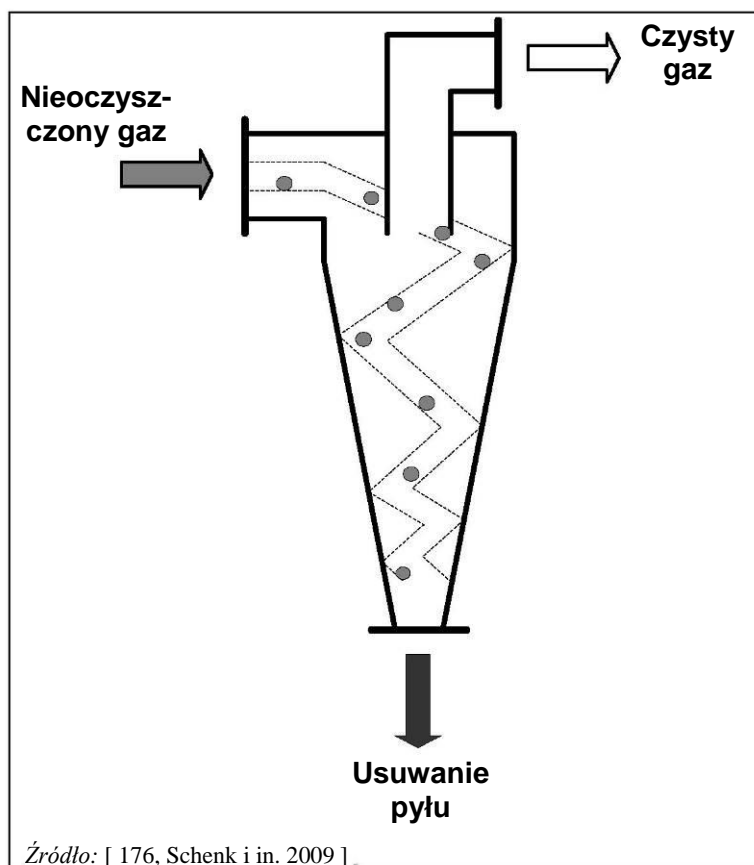
Bibliografia

[11, InfoMil 1999] [44, US EPA 2003] [176, Schenk i in. 2009]

3.5.1.4.3 Cyklony

Opis

Cyklony wykorzystują inercję do usuwania cząstek ze strumienia gazów odlotowych, przekazując siły odśrodkowe, zwykle wewnątrz stożkowej komory.



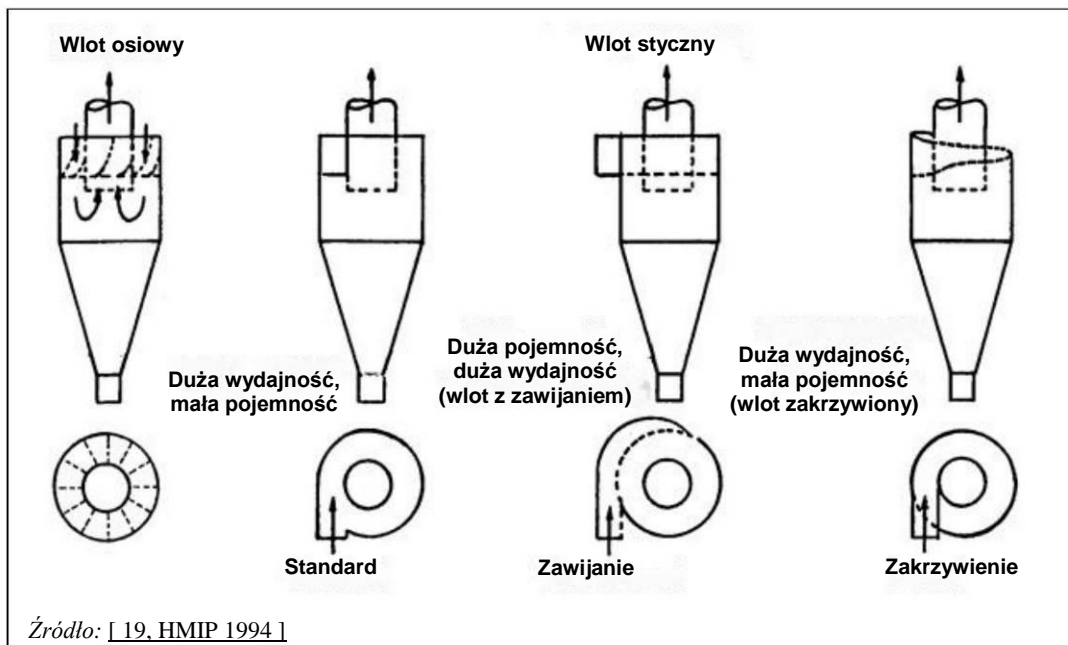
Rysunek 3.86: Cyklon

Cyklony działają wytwarzając podwójny wir wewnątrz korpusu cyklonu. Na doprowadzonym gazie wymuszony jest ruch kołowy w dół cyklonu blisko wewnętrznej powierzchni rury cyklonu. Na dole, gaz zawraca i porusza się po spirali w górę przez środek rury, a następnie opuszcza cyklon w jego górnej części. Cząstki w strumieniu gazu są w wymuszony sposób kierowane do ścianek cyklonu wskutek działania siły odśrodkowej wirującego gazu, ale przeciwdziałają im siła oporu gazu przepływającego przez i opuszczającego cyklon. Duże cząstki docierają do ścianki cyklonu i są zbierane w dolnym koszu, podczas gdy małe cząstki opuszczają cyklon wraz z wychodzącym gazem i konieczne może być ich usunięcie przy użyciu innych technik oczyszczania (np. płuczki, filtry elektrostatyczne, filtry tkaninowe). Schemat cyklonu przedstawiono na Rysunku 3.86.

Cyklony mokre to urządzenia o dużej wydajności, rozpylające wodę w strumieniu gazów odlotowych w celu zwiększenia wagi materiału stałego i tym samym również usuwające materiał drobny i zwiększające wydajność oddzielania.

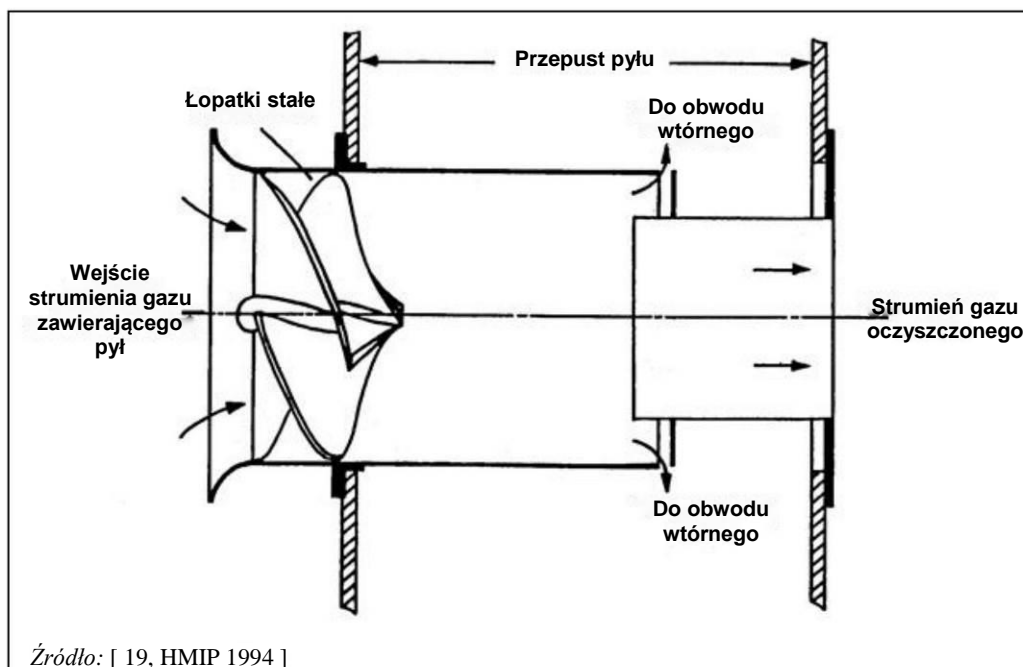
Istnieją dwa rodzaje cyklonów: z przepływem wstecznym i przelotowe [19, HMIP 1994]. Zostały one opisane poniżej.

- **Cyklon z przepływem wstecznym** (patrz Rysunek 3.87), który jest najbardziej rozpowszechniony, składa się z:
 - cylindrycznego korpusu ze stożkową podstawą;
 - leja zbierającego pył;
 - wlotu powietrza, stycznego lub osiowego;
 - wylotów.



Rysunek 3.87: Cyklon z odwróconym kierunkiem przepływu

- **Cyklon przelotowy** (patrz Rysunek 3.88) jest wyposażony w zamocowane lub ruchome wirniki, kierunkowanie gazu wlotowego po spirali, koncentracja czystego gazu wzdłuż osi środkowej, a cząstek stałych w pobliżu ścianki.



Rysunek 3.88: Cyklon przelotowy

Cyklony o dużej przepustowości posiadają średnicę przekraczającą 1,5 m i są odpowiednie do usuwania cząstek o wielkości 20 μm i większych [176, Schenk i in. 2009].

Cyklony o dużej wydajności posiadają średnicę pomiędzy 0,4 a 1,5 m i są odpowiednie do usuwania cząstek o wielkości 20 μm i większych [176, Schenk i in. 2009].

Multicyklony są budowane równolegle z cyklonami o średnicy w zakresie od 0,005 do 0,3 m. Tutaj doprowadzenie gazu następuje stycznie lub osiowo, po czym gaz jest wprawiany w ruch wirowy przez łopatki. Multicyklon jest wrażliwy na dobre rozprowadzenie gazu pomiędzy mniejszymi cyklonami. Jeżeli rozprowadzenie jest nieodpowiednie, może nastąpić odwrócenie kierunku ruchu lub blokowanie przepływu gazu. Multicyklony mogą osiągać dużą wydajność usuwania przekraczającą 99 %, w zależności od wielkości cząstek [176, Schenk i in. 2009].

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Cyklony pracują bardziej wydajnie przy większych obciążeniach zanieczyszczeniami pod warunkiem, że nie dojdzie do zatkania urządzenia. Większe obciążenia zanieczyszczeniami są generalnie związane z konstrukcjami o większym przepływie [43, US EPA 2003].

Efektywność poboru zanieczyszczeń przez cyklony różni się w funkcji wielkości cząstek i konstrukcji cyklonu. Jej wartość rośnie wraz z [43, US EPA 2003]:

- wielkością i/lub gęstością cząstek;
- prędkością w przewodzie wlotowym;
- długością korpusu cyklonu;
- ilością obrotów wykonanych przez gaz w cyklonie;
- stosunkiem średnicy korpusu cyklonu do średnicy wylotu gazu;
- obciążeniem pyłem;
- gładkością ścianek wewnętrznych cyklonu.

Efektywność poboru zanieczyszczeń spada wraz z [43, US EPA 2003]:

- rosnącą lepkością gazu;
- rosnącą gęstością gazu;
- zwiększaniem powierzchni przewodu wlotu gazu;
- przeciekaniem powietrza do wylotu pyłu.

Wartości efektywności redukcji związane z cyklonami podano w Tabeli 3.226.

Tabela 3.226: Efektywność redukcji związana z cyklonami

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji(%)				Uwagi
	Konwencjonalne	O dużej wydajności	O dużej przepustowości	Multicyklony	
PM _{>50}	99 ⁽¹⁾				Nie określono typu cyklonu.
PM _{>10}	90 ⁽¹⁾				Nie określono typu cyklonu. Pozostała emisja pyłu 100 mg/Nm ³ ⁽¹⁾
PYŁ (wielkość PM nieokreślona)	70–90 ⁽²⁾	80–99 ⁽²⁾	80–99 ⁽²⁾	BI	–
PM ₁₀	30–90 ⁽²⁾	60–95 ⁽²⁾	10–40 ⁽²⁾	BI	–
PM _{6–10}	50 ⁽¹⁾				Nie określono typu cyklonu.
PM ₅	BI	90 ⁽²⁾	BI	80–95 ⁽²⁾	–
PM _{2,5}	0–40 ⁽²⁾	20–70 ⁽²⁾	0–10 ⁽²⁾	BI	–
PM _{<1}	5 ⁽¹⁾				Nie określono typu cyklonu.

⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009]; Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.
⁽²⁾ [43. US EPA 2003].
 NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z cyklonami wyszczególniono w Tabeli 3.227.

Tabela 3.227: Materiały eksploatacyjne związane z cyklonami

Material eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Woda (cyklony mokre)	BI	–
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	0,25–1,5 ⁽¹⁾	–
Spadek ciśnienia (kPa)	0,5–1 ⁽²⁾	Urządzenia o niskiej wydajności (wysoka przepustowość)
	1–1,5 ⁽²⁾	Konwencjonalne
	2–2,5 ⁽²⁾	Urządzenia o dużej wydajności
⁽¹⁾ [9, BASF 1999]. ⁽²⁾ [43, US EPA 2003]. NB: BI = brak informacji.		

Pył jest uwalniany jako pozostałość i wymaga utylizacji, jeżeli nie może być ponownie użyty lub poddany recyklingowi. Jego ilość zależy od obciążenia gazów odlotowych pyłem. W zależności od źródła, oddzielony pył może być zanieczyszczony substancjami toksycznymi i/lub niebezpiecznymi. Zawierający pył szlam z mokrego cyklonu jest oczyszczany na oczyszczalni ścieków.

Eksplotacja cyklonów stanowi istotne źródło hałasu, który należy eliminować, np. przez obudowanie urządzeń.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Cyklony są najbardziej wydajne przy wysokich prędkościach powietrza, niewielkich średnicach i długich cylindrach. Cyklon o dużej przepustowości przy jego dużej wydajności i tym samym dużych rozmiarach generalnie nie jest tak wydajny, jak cyklon o mniejszej przepustowości.

Prędkość powietrza w cyklonie mieści się w granicach od 10 do 20 m/s, a jej średnia wartość wynosi około 16 m/s. Wahanie prędkości (dolna granica) powodują gwałtowny spadek wydajności. O wydajności cyklonu decyduje wielkość cząstek i budowa cyklonu.

Wydajność urządzenia wzrasta po zwiększeniu następujących parametrów:

- wielkości i gęstości cząstek;
- długości cyklonu;
- obiegu strumienia doprowadzanego gazu w cyklonie;
- obciążenia pyłem;
- gładkości wnętrza cyklonu.

Wydajność spada wskutek zwiększenia:

- średnicy komory cyklonu;
- średnicy wychodzącego strumienia gazu;
- powierzchni punktu wejścia strumienia doprowadzanego gazu;
- gęstości gazu.

Wymagania dotyczące konserwacji cyklonów są niewielkie; należy zapewnić łatwy dostęp dla umożliwienia okresowych kontroli cyklonu pod względem erozji lub korozji. Spadek ciśnienia wewnątrz cyklonu jest monitorowany w sposób stały i sprawdzana jest drożność systemu przechwytywania pyłu.

Monitoring [19. HMIP 1994]

Poziom wydajności cyklonu można określić monitorując stężenie cząstek stałych w strumieniu gazów odlotowych z wykorzystaniem izokinetycznej sondy próbkującej lub przyrządu pomiarowego działającego na przykład w oparciu o promieniowanie UV/widoczną nieprzezroczystość, promieniowanie beta lub zderzanie cząstek.

Zastosowanie

Cyklony są wykorzystywane do kontroli cząstek stałych, głównie PM₁₀. Jakkolwiek, istnieją cyklony o dużej wydajności (np. multicyklony) zaprojektowane do skutecznego działania nawet przy PM_{2,5} [43, US EPA 2003].

Cyklony same generalnie nie są odpowiednie dla zapewnienia zgodności z ograniczeniami przepisów dotyczących zanieczyszczenia powietrza, jednak wypełniają swoje zadanie jako oczyszczacze wstępne dla droższych urządzeń kontroli końcowej, takich jak filtry tkaninowe (patrz sekcja 3.5.1.4.6) czy filtry elektrostatyczne (patrz Sekcja 3.5.1.4.4). Są one szeroko wykorzystywane po operacjach rozpylania-suszenia oraz po kruszeniu, mieleniu i kalcynacji. Zasilane paliwami kopalnymi przemysłowe jednostki spalania powszechnie wykorzystują multicyklony, które pracują z większą wydajnością niż pojedynczy cyklon i mogą oddzielać PM_{2,5}.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.228.

Tabela 3.228: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z cyklonami

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	1–100.000 ^(1,2) , (pojedynczy moduł cyklonu) Do 180.000 ⁽²⁾ (wiele cyklonów połączonych równolegle)
Zawartość pyłu (g/Nm ³)	1–16.000 ⁽²⁾
Wielkość cząstek	PM _{<2,5-200} ⁽²⁾
Temperatura	Zależna od materiału zbiornika, może być > 1.200 °C ⁽¹⁾
⁽¹⁾ [250, Ullmann's 2011].	
⁽²⁾ [43, US EPA 2003].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.229.

Tabela 3.229: Zalety i wady związane z cyklonami

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Prostota instalacji • Odzysk surowca • Brak ruchomych części, stąd niewielkie wymagania w zakresie konserwacji i niskie koszty eksploatacyjne • Niskie koszty inwestycyjne • Pobór i usuwanie zanieczyszczeń na sucho, za wyjątkiem cyklonów mokrych • Względnie niewielkie wymagania przestrzeni 	<ul style="list-style-type: none"> • Względnie niska efektywność redukcji cząstek (PM), w szczególności wobec PM₁₀ • Relatywnie duży spadek ciśnienia • Cyklony z wlotem osiowym nie mogą być używane z cząstkami mogącymi spowodować nadmierną erozję lub blokowanie łopatek na wlocie • Brak możliwości pracy z lepкими lub kleistymi materiałami • Emisja do ścieków w przypadku mokrych cyklonów • Hałas

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z cyklonami przedstawiono w Tabeli 3.230.

Tabela 3.230: Aspekty ekonomiczne związane z cyklonami

Rodzaj kosztów	Koszty	
	Konwencjonalny pojedynczy cyklon	Multicyklony
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	1.200 EUR ⁽¹⁾	BI
	900 EUR ⁽²⁾	BI
Roczne koszty eksploatacyjne: (za 1.000 Nm ³ /h)	200 EUR ⁽²⁾	BI
Robocizna	Do 2 godzin na tydzień	
Opłacalność (za tonę kontrolowanego zanieczyszczenia na rok)	BI	BI
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ gazu, spadek ciśnienia	
Korzyści	Brak, o ile pył nie jest odzyskiwany i ponownie wykorzystywany/poddawany recyklingowi	
⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ [11, InfoMil 1999]. NB: BI = brak informacji.		

W przypadku konwencjonalnego pojedynczego cyklonu zakłada się, że prędkości przepływu mieszczą się między 1.800 Nm³/h a 43.000 Nm³/h, obciążenie cząstkami (PM) między 2,3 g/Nm³ a 230 g/Nm³, zaś efektywność kontroli sięga 90 %. Dla multicyklonu, zakładane wartości mieszczą się między 36.000 Nm³/h a 180.000 Nm³/h dla tego samego zakresu obciążenia zanieczyszczeniami i efektywności kontroli.

Z zasady, mniejsze urządzenia kontrolujące strumień gazów odlotowych o niskim stężeniu PM będą bardziej kosztowne (za jednostkową prędkość przepływu i ilość kontrolowanego zanieczyszczenia), niż duża jednostka kontrolująca strumień gazów odlotowych o wysokim stężeniu PM.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Redukcja emisji cząstek stałych oraz odzysk materiałów stanowią główne czynniki mające wpływ na wdrażanie omawianej techniki.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko wykorzystywana w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, takich jak przemysł drzewny i produkcja mebli, branża budowlana, produkcja ceramiki, przemysł szklarski, [115, COM 2013], składowanie i transport materiałów pyłowych, spalanie odpadów [108, COM 2006], palenie kawy [118, COM 2006], oraz hutnictwo żelaza, produkcja stali i sektor metali nieżelaznych.

Bibliografia

[9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [43, US EPA 2003] [176, Schenk i in. 2009] [108, COM 2006] [115, COM 2013] [118, COM 2006] [250, Ullmann's 2011]

3.5.1.4.4 Filtr elektrostatyczny

Opis

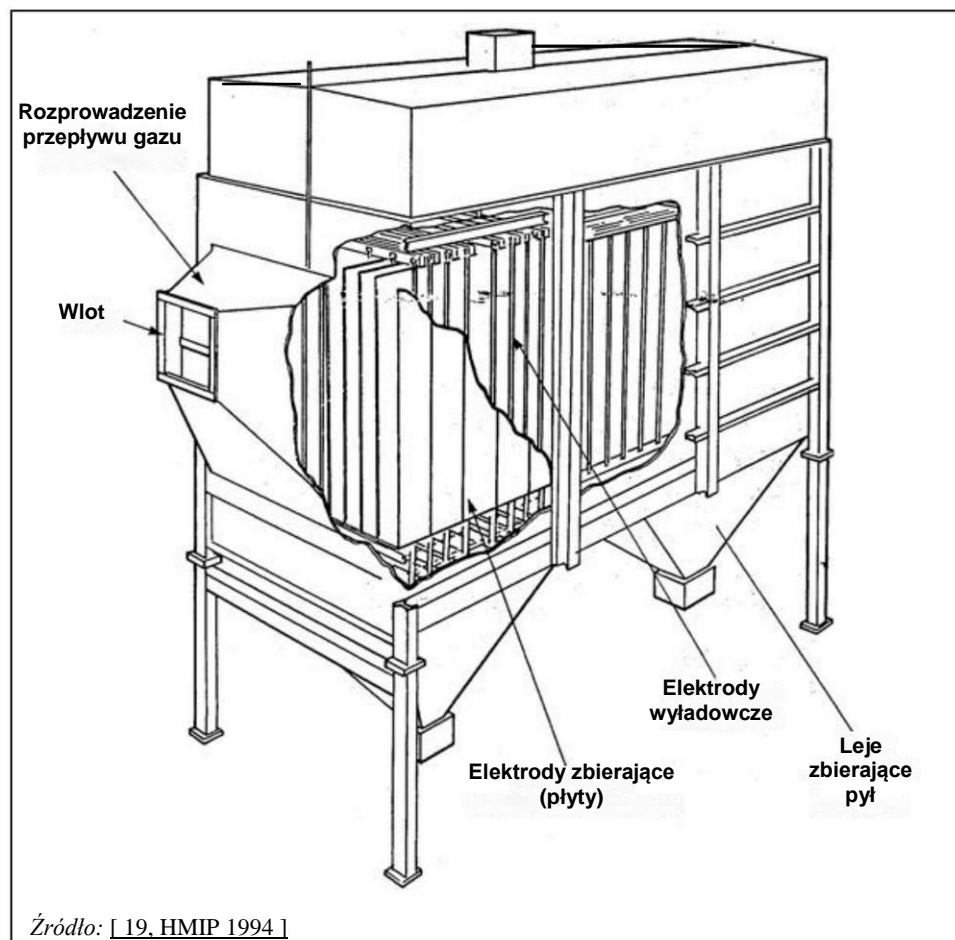
Filtr elektrostatyczny (ESP) to urządzenie służące do kontroli cząstek stałych, które wykorzystuje siły elektryczne do transportowania cząstek niesionych w strumieniu gazów odlotowych na płytki kolektora. Niesione przez gaz cząstki otrzymują ładunek elektryczny podczas przejścia przez wyładowanie koronowe, gdzie przepływają jony gazowe. Elektrody w środku trasy przepływu są utrzymywane pod wysokim napięciem i generują pole elektryczne, które popycha cząstki na ściany kolektora. Wymagane napięcie tętniące DC mieści się w zakresie 20–100 kV.

Istnieje kilka rodzajów filtrów ESP:

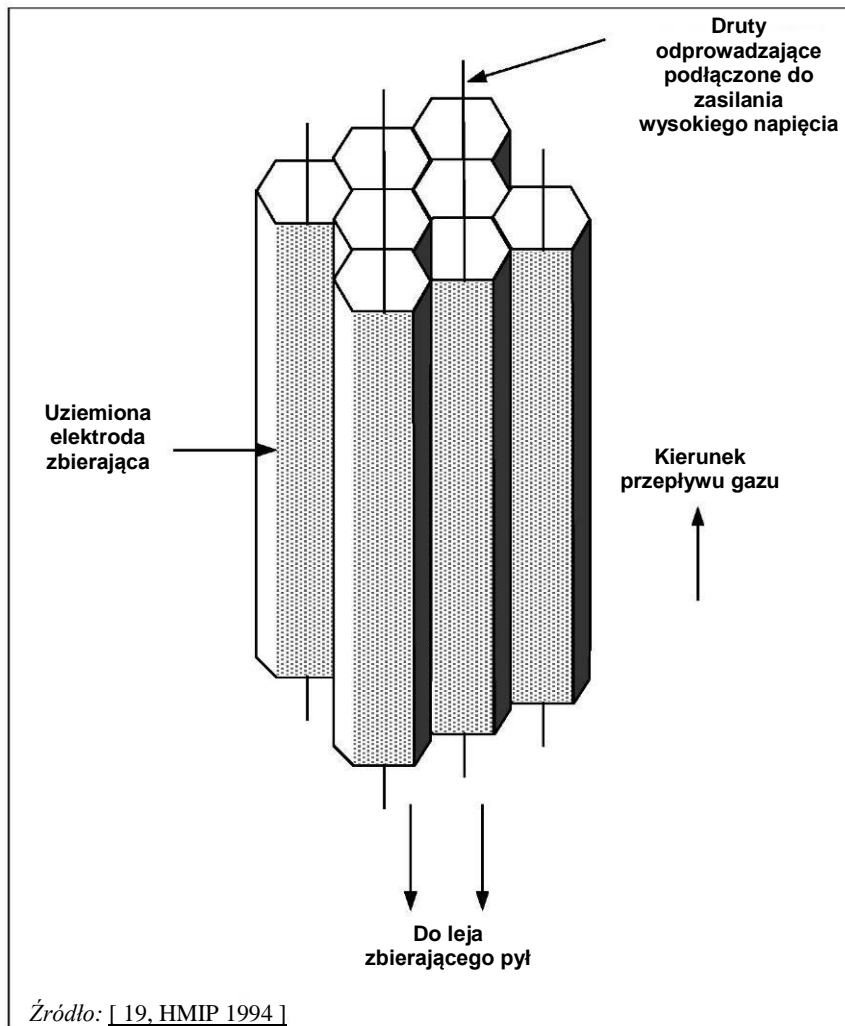
- suchy filtr ESP drutowo- płytowy,
- suchy filtr ESP drutowo- rurowy,
- mokry filtr ESP drutowo- płytowy,
- mokry filtr ESP drutowo- rurowy.

W **filtrze ESP drutowo- płytowym** (patrz Rysunek 3.89), gaz odlotowy przepływa poziomo i równoległe do pionowych płyt materiału blaszanego. Elektrody wysokonapięciowe to długie druty, które zostają obciążone i wiszą między płytami. W obrębie każdego toru przepływu, gaz przepływający przez urządzenie musi mijać każdy drut po kolei.

W **filtrze ESP drutowo- rurowym** lub rurowym (patrz Rysunek 3.90), gaz odlotowy przepływa pionowo przez przewodzące rury, generalnie przy wielu rurach działających równoległe. Elektrody wysokonapięciowe to długie druty podwieszane do ramy w górnej części filtra ESP, przebiegające przez oś każdej rury.



Rysunek 3.89: ESP z płytą drucianą



Rysunek 3.90: ESP w rurze na sucho

W suchych filtrach ESP, kolektory są uderzane lub ostukiwane przy użyciu różnych środków mechanicznych w celu usunięcia cząstek stałych, które zsuwają się w dół do lejki. Procedura ostukiwania może rzucić niektóre cząstki z powrotem w strumień gazu. Cząstek ponownie porwanych przez strumień w końcowym odcinku filtra ESP nie można odzyskać, tak więc uciekają one z urządzenia. Część gazów odlotowych może również przepływać wokół stref ładowania omijając je. Z tego względu instalowane są przegrody zapobiegające temu zjawisku w celu wymuszenia mieszania się uciekającego przepływu z głównym strumieniem gazu.

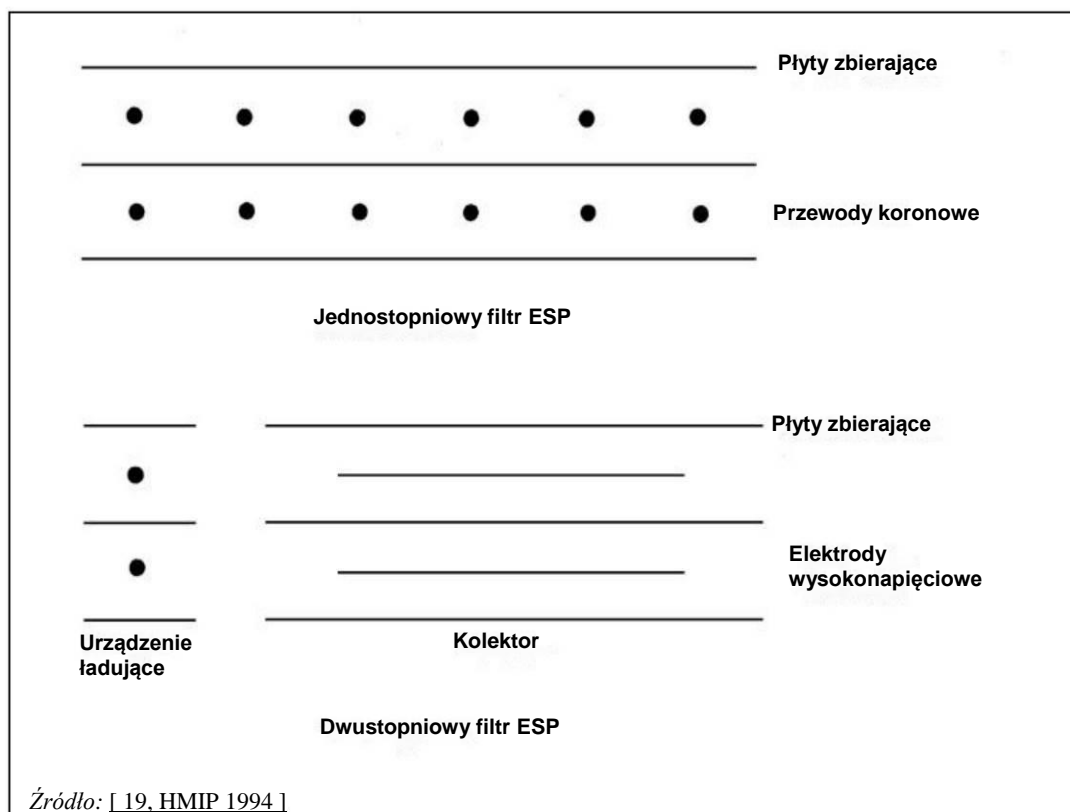
Suche filtry drutowo-rurkowe ESP mogą być czyszczone akustycznie przy pomocy odpowiedniego źródła dźwięku. W przeciwieństwie do filtrów drutowo-płytowych, przy filtrach drutowo-rurkowych nie ma dróg umożliwiających strumieniowi obejście obszaru poboru cząstek, jednak lokalne niejednorodności mogą sprawić, że niektóre cząstki unikną naładowania.

W mokrych filtrach ESP, kolektory są okresowo lub w sposób ciągły omywane strumieniem rozpylonej wody, natomiast lejki zbierające zostają zastąpione przez system odprowadzający. Płynne ścieki są odbierane i oczyszczane. Mokre filtry ESP wymagają źródła wody do przemywania, która będzie wtryskiwana lub rozpylana w górnej części rur kolektora, w sposób ciągły lub w ustalonych odstępach czasowych. Taki system przemywania zastępuje mechanizm lub akustyczny zwykle wykorzystywany przez suche ESP. Woda spływa wraz z zebranymi cząstkami do zbiornika ściekowego, z którego płyn zostaje odpompowany lub odprowadzony. Część płynu może zostać ponownie wykorzystana w celu ograniczenia całkowitego zużycia wody.

Filtry ESP działają jako urządzenia jedno- lub dwustopniowe. W filtrach jednostopniowych pole elektryczne, które generuje wyładowanie koronowe, jest również wykorzystywane do przyciągania, a tym samym usuwania naładowanych cząstek, przy czym ładowanie i wyładowanie odbywa się w jednym urządzeniu.

W dwustopniowym filtrze ESP, ładowanie i usuwanie cząstek zachodzi w oddzielnych polach elektrycznych, przy czym to drugie jest wyłącznie elektrostatyczne.

Główną różnicę między jedno- i dwustopniowymi filtrami ESP przedstawiono na Rysunku 3.91.



Rysunek 3.91: Jednostopniowe i dwustopniowe ESP

Jednym z głównych parametrów eksploatacyjnych jest powierzchnia właściwa poboru (PWP) – stosunek pola powierzchni elektrod zbierających do przepływu gazu. Wyższa wartość PWP równa się lepszej wydajności usuwania, ale również wymaga stosowania większych kolektorów. Wartości PWP normalnie mieszczą się w zakresie 40–160 s/m.

Systemy o wysokim stopniu ryzyka wybuchu lub pożaru powinny być wyposażone w stosowne zabezpieczenia, np. klapy przeciwybuchowe lub instalacje tryskaczowe.

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z filtrami elektrostatycznymi podano w Tabeli 3.231.

Tabela 3.231: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami elektrostatycznymi

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)		Uwagi
	Suchy ESP	Mokry ESP	
Pył (wielk. PM nieidentyfikowana)	BI	99,0–99,2 ⁽¹⁾	–
Pył, aerozole PM ₁ PM ₂ PM ₅	BI > 97 ⁽²⁾ > 98 ⁽²⁾ > 99,9 ⁽²⁾	97–99 ^(1,2) BI BI BI	Pozostała emisja: 5–20 mg/Nm ³ ⁽³⁾
PM ₅	> 99,9 ⁽³⁾	BI	–
PM _{2.5}	BI	97–99,2 ⁽¹⁾	–
PM ₂	> 98 ⁽³⁾	BI	–
PM ₁	> 97 ⁽³⁾	BI	–
Parametr	Poziomy emisji ⁽⁴⁾ (mg/Nm ³)		Uwagi
	Suchy ESP	Mokry ESP	
Pył, aerozole	5–20 ⁽²⁾	BI	–

⁽¹⁾ [62, US EPA 2003].
⁽²⁾ [176, Schenk i in. 2009].
⁽³⁾ [111, COM 2006] i [176, Schenk i in. 2009]; Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.
⁽⁴⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].
NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z filtrami elektrostatycznymi wyszczególniono w Tabeli 3.232.

Tabela 3.232: Materiały eksploatacyjne związane z filtrami elektrostatycznymi

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
SO ₃ (jeżeli jest wtryskiwany, aby zmniejszyć opór właściwy cząstek)	BI	–
NH ₃ (jeżeli jest wtryskiwany, aby zmniejszyć opór właściwy cząstek)	BI	–
Woda (dla mokrych filtrów ESP)	BI	–
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	0,5–2 ⁽¹⁾	–
	0,2–1 ⁽²⁾	Mokry i suchy ESP
Napięcie DC na elektrodach (kV)	20–100	–
Spadek ciśnienia (kPa)	0,05–0,3 ^(1,2)	Jednostopniowy ESP
	0,5	Dwustopniowy ESP

⁽¹⁾ [9, BASF 1999].
⁽²⁾ [11, InfoMil 1999].
NB: BI = brak informacji.

W przypadku suchych filtrów ESP, oddzielony pył jest uwalniany jako pozostałość; natomiast w mokrych filtrach ESP oddzielony pył łączy się z wodą popłuczną, która jest traktowana jako ścieki. Mokre filtry ESP wymagają wystarczającej ilości wody dla schłodzenia gazów odlotowych do nasycenia, niezależnie od wody niezbędnej do przemywania płyt. Takie obciążenie ciągłe będzie z dużym prawdopodobieństwem znacznie wyższe, niż obciążenie wody do płukania [227, CWW TWG 2009].

W zależności od źródła, oddzielony pył może być zanieczyszczony, np. pył pochodzący ze spalania może zawierać dioksyny i/lub metale ciężkie oraz ich tlenki. Ten rodzaj pyłu można zakwalifikować jako odpad niebezpieczny, wymagający odpowiedniego sposobu utylizacji.

Dane eksploatacyjne

Wielkość filtra ESP stanowi główny czynnik przy ocenie efektywności poboru. Inne parametry mające wpływ na efektywność poboru to:

- opór właściwy cząstek;
- skład cząstek i strumienia gazu;
- temperatura cząstek i temperatura gazu;
- wielkość cząstek i rozkład wielkości ziaren.

Opór właściwy cząstek może zostać zmniejszony przez wtryskiwanie powyżej filtra jednej lub więcej spośród poniższych substancji:

- trójtlenku siarki (SO_3),
- amoniaku (NH_3),
- wody.

Jednakże, w przypadku dodawania nowych reagentów lub wody, cząstki mogą już nie nadawać się do ponownego użycia.

Projekt, budowa i konserwacja: [176, Schenk i in. 2009]

Poniżej podano typową specyfikację projektową:

- wybierany materiał: stal;
- podstawa wymiarowania (dla suchych ESP): przepływ gazu, prędkość gazu w filtrze (0,6–1 m/s);
- wydajność ($\text{m}^3/1.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$): 1,4–2,8.

Ze względu na ostukiwanie elektrod, usunięty pył może być zbierany w leju pyłowym. Jeżeli jednak zbyt wiele płyt jest czyszczonych w tym samym czasie, pozostała emisja będzie chwilowo wyższa. Jest zatem korzystne, aby ograniczać ilość elektrod ostukiwanych jednocześnie. Płyty należy ostukiwać często, aby uniknąć odkładania się zbyt grubej warstwy popiołu lotnego i tym samym obniżania efektywności redukcji. Jeżeli jednak płyty są ostukiwane zbyt często, wówczas warstwa pyłu lotnego nie staje się wystarczająco gruba, odrywa się kawałkami i jest zasysana przez strumień gazu. W tym względzie ważna jest konfiguracja płyt, a strefy niskiej prędkości gazu i prawidłowy stosunek wysokości do szerokości płyt są niezbędne dla zapewnienia właściwej wydajności.

Monitoring [19, HMIP 1994]

Emisję masową niezbędną do oceny wydajności filtra ESP można określić monitorując stężenie cząstek stałych w strumieniu gazów odlotowych przy użyciu izokinetycznej sondy próbkującej lub przyrządu pomiarowego działającego na przykład w oparciu o promieniowanie UV/widoczną nieprzezroczystość, promieniowanie beta lub zderzanie cząstek.

Przyrządy pomiarowe wykorzystujące promieniowanie UV/nieprzezroczystość i promieniowanie beta wymagają okresowej kalibracji w oparciu o próbkowanie izokinetyczne [227, CWW TWG 2009].

Prąd i napięcie na filtrze ESP, częstotliwość ostukiwania i temperatura wymagają stałego monitorowania. Należy zawsze utrzymywać drożność wylotu pyłu z leja zbierającego tak, aby nie dochodziło do przepełnienia leja, co może spowodować zwieranie filtra ESP.

Filtry ESP wymagają regularnej kontroli w celu wykrycia wszelkich uszkodzeń, np. korozji elektrod, materiałów izolacyjnych czy elementów systemu ostukiwania. Należy zatem zapewnić swobodny dostęp do filtra, jednak z zachowaniem norm bezpieczeństwa.

Zastosowanie

Filtry ESP są stosowane do usuwania cząstek stałych do $\text{PM}_{2,5}$ i mniejszych, oraz niebezpiecznych zanieczyszczeń powietrza takich, jak większość metali.

Obszary zastosowań w przemyśle wyszczególniono w Tabeli 3.233.

Tabela 3.233: Zastosowanie filtrów elektrostatycznych

Branża	Typ filtra ESP
Kotły	Suchy drutowo-płytowy
Produkcja chemikaliów (np. kwas siarkowy)	Suchy i mokry drutowo-płytowy, suchy i mokry drutowo-rurowy
Rafinerie, produkcja cementu, produkcja żelazostopów, celulozy i papieru	Suchy drutowo-płytowy
Spalanie	Suchy drutowo-płytowy, suchy i mokry drutowo-rurowy
Przemysł włókienniczy, przemysł celulozowo-papierniczy, przemysł metalurgiczny (włącznie z piecami koksowniczymi i piecami do spalania odpadów niebezpiecznych)	Suchy i mokry drutowo-rurowy
Źródło: [59. US EPA 2003] [60. US EPA 2003] [61. US EPA 2003] [62. US EPA 2003].	

Zastosowanie suchych filtrów ESP do oczyszczania gazów odlotowych z urządzeń spalających paliwo ciekłe może być ograniczone ze względu na szereg czynników, obejmujących:

- bardzo niski opór właściwy cząstek;
- rodzaj cząstek (np. wysoka zawartość cenosfery);
- niekorzystny skład gazów spalinowych.

Mokre filtry ESP są używane w sytuacjach, gdzie suche filtry nie są odpowiednie, na przykład:

- usuwanie cząstek stałych, które są mokre i lepkie;
- obróbka mieszanin łatwopalnych/wybuchowych;
- kontrola aerozoli, oparów i kwaśnej mgły.

Jednostopniowy filtr ESP jest stosowany w dużych i skomplikowanych systemach oczyszczania gazów spalinowych, np. w elektrowniach (patrz LCP BREF [111, COM 2006]) i spalarniach odpadów (patrz WI BREF [108, COM 2006]) do usuwania pyłu i popiołów lotnych. Jako część pyłu, metale ciężkie i ich związki są usuwane i likwidowane wraz z innymi cząstkami stałymi. Jednostopniowy filtr ESP nadaje się również do oddzielania aerozoli i mgły.

Dwustopniowy filtr ESP jest stosowany do usuwania pyłu i mgły olejowej. Jest to alternatywa dla filtracji powierzchniowej (filtr HEPA). Dwustopniowy filtr ESP jest powszechnie stosowany tam, gdzie występują małe strumienie gazów odlotowych ($< 25 \text{ Nm}^3/\text{s}$) i wysoki udział cząstek submikroskopowych, np. dymu lub mgły olejowej.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia wyszczególniono w Tabeli 3.234.

Tabela 3.234: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami elektrostatycznymi

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	1 800–180 000 (suchy drutowo-rurowy) ^(1, 2)
	360 000–2 000 000 (suchy drutowo-płytowy) ⁽¹⁾
	360 000–1 800 000 (suchy drutowo-płytowy) ⁽³⁾
	1 800–180 000 (mokry drutowo-rurowy) ^(1, 4)
	180 000–900 000 (mokry drutowo-płytowy) ^(1, 5)
Temperatura (°C)	Do 700 (suchy filtr ESP) ^(1, 2, 3)
	80–90 (mokry filtr ESP) ^(1, 4, 5)
Ciśnienie (mbar)	Atmosferyczne
Spadek ciśnienia (mbar)	0,5–3 ⁽¹⁾ (suchy filtr ESP)
	Pewien spadek ciśnienia ⁽¹⁾ (mokry filtr ESP)
Typowa zawartość pyłu (g/Nm ³)	1–10 (drutowo-rurowy) ^(1, 2, 4)
	2–110 (drutowo-płytowy) ^(1, 3, 5)
Opór właściwy (Ω×cm)	5 x 10 ³ –10 ¹⁰ ^(2, 3) (suchy filtr ESP)
	5 x 10 ³ –10 ¹³ ⁽⁶⁾ (suchy filtr ESP)
Wielkość cząstek stałych	PM _{>10} (suchy filtr ESP)
⁽¹⁾ [176. Schenk i in. 2009].	
⁽²⁾ [59. US EPA 2003].	
⁽³⁾ [60. US EPA 2003].	
⁽⁴⁾ [61. US EPA 2003].	
⁽⁵⁾ [62. US EPA 2003].	
⁽⁶⁾ [227. CWW TWG 2009].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.235.

Tabela 3.235: Zalety i wady związane z filtrami elektrostatycznymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Wysoka efektywność redukcji (> 97 %) nawet dla małych cząstek (efektywność można zwiększać dodając pola lub strefy) Niewielki spadek ciśnienia. Stąd zapotrzebowanie energii staje się małe (w niektórych zastosowaniach konieczny jest ciąg ssący lub wentylator podmuchu do pokonania spadku ciśnienia w systemie) Odpowiednie do stosowania w szerokim zakresie wartości temperatury, ciśnienia i przepływu gazu Pył może być usuwany na sucho, umożliwiając ponowne wykorzystanie (dla suchych filtrów ESP) Częściowe usuwanie kwaśnych oparów (dla mokrych filtrów ESP) Mokre filtry ESP mogą usuwać lepkie cząstki, mgły i pyły wybuchowe lub o wysokiej rezystywności Przy napięciu > 50 kV efektywność redukcji jest niezależna od czasu zatrzymania, co umożliwia bardziej kompaktową konstrukcję (dla mokrych filtrów ESP) 	<ul style="list-style-type: none"> Mniej odpowiednie dla procesów ze zmiennymi strumieniami gazu, temperaturami lub stężeniami pyłu. To jednak można zrekomensować automatyczną regulacją. Zmieniające się warunki pracy nie stanowią problemu, jeżeli instalacja jest zaprojektowana na sytuację najgorszego przypadku. Ponowne porywanie cieczy może stanowić problem ze względu na duże prędkości gazu, niewystarczające ostukiwanie lub słaby przepływ gazu Wrażliwość na konserwację i ustawienia Dosyć duża wymagana przestrzeń Wymagany personel o wysokich kwalifikacjach Specjalne środki ostrożności dla zapewnienia ochrony personelu przed wysokim napięciem Ryzyko eksplozji dla suchych filtrów ESP Wydajność redukcji zależy od oporu właściwego cząstek pyłu (dla suchych filtrów ESP) Suche ESP nie są zalecane do usuwania lepkich lub wilgotnych cząstek Korozja w górnej części drutów ze względu na wpływ powietrza i skraplanie kwasu, co również stanowi problem w przypadku mokrych ESP Mokre filtry ESP są stosunkowo drogie

Aspekty ekonomiczne

Ekonomikę związaną z filtrami ESP przedstawiono w Tabeli 3.236.

Tabela 3.236: Aspekty ekonomiczne związane z filtrami elektrostatycznymi

Rodzaj kosztów	Koszty			
	Suchy ESP	Uwagi	Mokry ESP	Uwagi
Koszty inwestycyjne (k EUR/1 000 Nm ³ /h)	50–500 ^(1,2)	–	Typowo 30% wyższe niż dla suchego ESP	–
Koszty eksploatacyjne (EUR/1 000 Nm ³ /h)	0,05–0,1	Dla systemów > 50.000 Nm ³ /h	0,05–0,1	Dla systemów > 50.000 Nm ³ /h
Robocizna (h/d)	~ 0.25	Konserwacja elektrod	~ 0.25	Konserwacja elektrod
Przerób/oczyszczanie odpadów (EUR/t)	~ 75	Odpady inne niż niebezpieczne	~ 75	Odpady inne niż niebezpieczne
	150–250	Odpady niebezpieczne	150–250	Odpady niebezpieczne
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ gazu, temperatura gazów odlotowych, stężenie pyłu, efektywność redukcji			
Korzyści	Brak, o ile pył nie jest odzyskiwany i ponownie wykorzystywany/poddawany recyklingowi			
⁽¹⁾ [227, CWW TWG 2009]. ⁽²⁾ Projekt modernizacji zrealizowany we Francji (zakńczony w 2008r.), który objął dodanie filtra ESP na kominie kotła spalającego ciężkie paliwo, wygenerował całkowite koszty budowy sięgające 27,4 miliona EUR dla prędkości przepływu 311 kNm ³ /h, co daje koszt jednostkowy 88.000 EUR/kNm ³ [189, de Borman 2010]. NB: BI = brak informacji. Źródło: [176, Schenk i in. 2009].				

Koszty mogą być znacząco wyższe, niż przedstawione zakresy dla zanieczyszczeń wymagających niezwykle wysokiego poziomu kontroli, lub wymagających wykonania filtra ESP ze specjalnych materiałów, np. stali nierdzewnej lub tytanu. Generalnie, mniejsze urządzenia kontrolujące strumień gazów odlotowych o niskim stężeniu nie będą tak opłacalne, jak duża instalacja oczyszczająca przepływ o dużym obciążeniu zanieczyszczeniami.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Ograniczenie emisji cząstek stałych oraz odzyskiwanie materiałów stanowią główne czynniki mające wpływ na wdrażanie omawianej techniki.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że suche filtry ESP są wykorzystywane w przemyśle chemicznym, a także w innych sektorach, takich jak duże spalarnie, rafinerie oraz procesy spalania odpadów.

Podaje się, że mokre filtry ESP są stosowane w niewielkich systemach oczyszczania gazów odlotowych w przemyśle metalowym i chemicznym, gdzie suche filtry ESP nie są wystarczające w przypadku obróbki mokrych i lepkich substancji, mieszanin łatwopalnych i wybuchowych oraz materiałów o dużej wytrzymałości.

Bibliografia

[9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [59, US EPA 2003] [60, US EPA 2003] [61, US EPA 2003] [62, US EPA 2003] [108, COM 2006] [111, COM 2006] [176, Schenk i in. 2009] [189, de Borman 2010] [227, CWW TWG 2009]

3.5.1.4.5 Mokra płuczka pyłowa

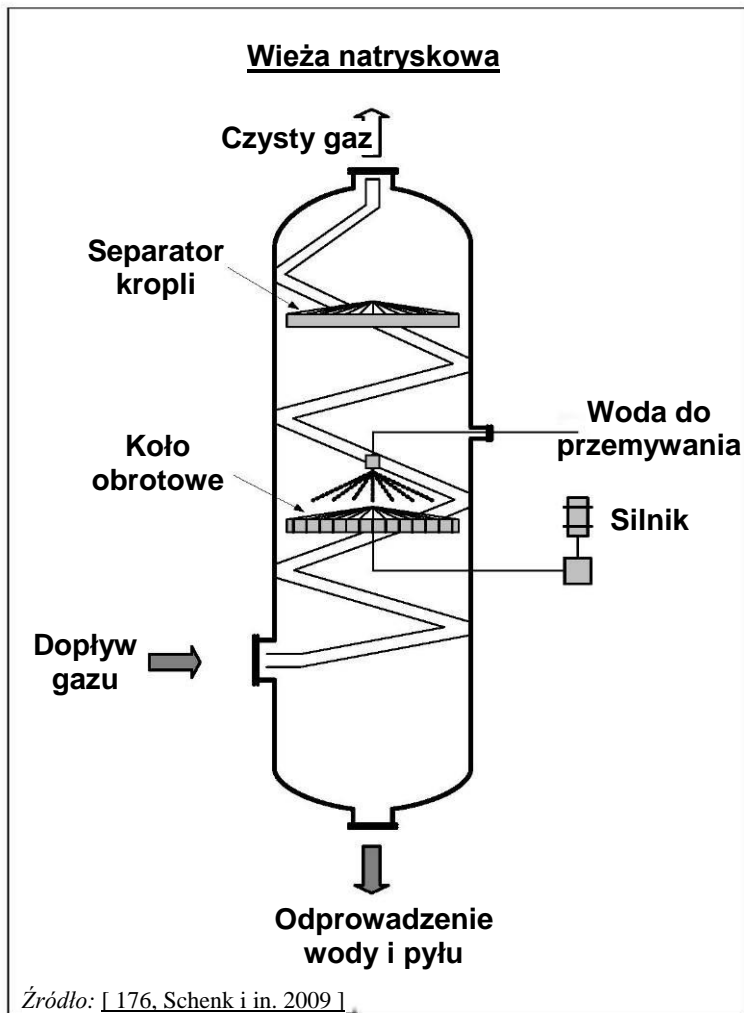
Opis

Usuwanie pyłu na mokro stanowi wariant oczyszczania gazu na mokro (patrz sekcja 3.5.1.2.4), z wykorzystaniem tych samych lub równoważnych technik w celu zredukowania lub odzyskania cząstek stałych niezależnie od związków gazowych.

Usuwanie pyłu na mokro wiąże się z oddzielaniem przez intensywne mieszanie doprowadzanego gazu z wodą, zwykle w połączeniu z usuwaniem grubych cząstek z wykorzystaniem siły odśrodkowej. Aby to zrealizować, gaz jest wprowadzany stycznie (pod kątem z boku). Usunięte części stałe pyłu są zbierane na dnie płuczki pyłowej. Niezależnie od pyłu, usuwane są nieorganiczne substancje chemiczne takie, jak SO_2 , NH_3 , NH_4Cl , LZO i metale ciężkie, które mogą przywierać do pyłu. Głównym celem stosowania płuczki jest usuwanie pyłu.

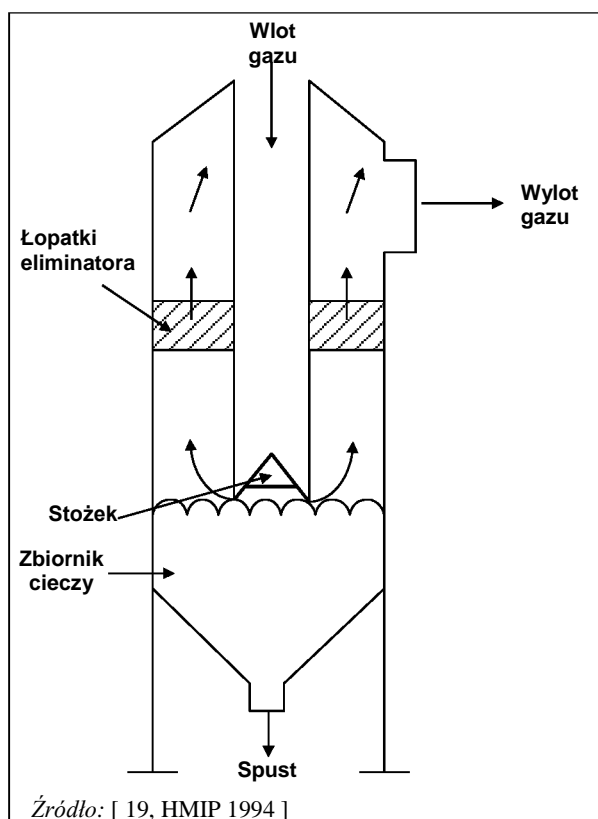
Do różnych eksploatowanych płuczek należą głównie:

- **Płuczki z wypełnieniem włóknistym**, które są przeznaczone głównie do usuwania zanieczyszczeń gazowych. Jeżeli chodzi o cząstki stałe, ograniczają się one do zbierania części drobnych i/lub rozpuszczalnych, aerozoli i mgły. nierozpuszczalne i/lub grube cząstki stałe zatykają włókniste złożo (patrz sekcja 3.5.1.2.4).
- **Płuczki ze złożem ruchomym** (patrz sekcja 3.5.1.2.4).
- **Płuczki płytowe** - głównym zastosowaniem jest usuwanie cząstek (patrz sekcja 3.5.1.2.4).
- **Wieże natryskowe**, w których płyn do przemywania jest rozpylany lub rozpryskiwany przy pomocy szybko wirującego dysku nebulizatora lub rozpylaczy obrotowych, tworząc dużą powierzchnię kontaktu dla kropeł i doprowadzanego gazu. Istnieją warianty wieży natryskowej, które nie posiadają wirującej turbiny. Gaz jest wprowadzany stycznie (pod kątem z boku) do komory usuwania pyłu. Siły odśrodkowe i obracające się elementy nebulizatora ściągają cząstki pyłu do ścianki komory, zapewniając dużą wydajność usuwania. Głównym zastosowaniem wież natryskowych jest usuwanie małych cząstek ($\text{PM}_{<10}$). Wieże natryskowe nie są tak podatne na zanieczyszczenie, jak płuczki ze złożem wypełnionym, jednak wymagane są bardzo duże wartości proporcji płynu do gazu ($> 3 \text{ l/m}^3$) dla przechwytywania drobnych cząstek stałych (patrz sekcja 3.5.1.2.4). Schemat płuczki z wieżą natryskową przedstawiono na Rysunku 3.92.



Rysunek 3.92: Wieża natryskowa

- Płuczki uderzeniowe z porywaniem cieczy, które zawierają mechanizm przyspieszający przepływ strumienia doprowadzanego gazu w kierunku powierzchni cieczy i separatora z porywaniem. Generalnie, nie są one odpowiednie do zastosowań związanych z transportem masy, np. usuwanie gazów śladowych, ale do obsługi wysokich lub niskich strumieni gazu i pracy przy niższych wartościach spadku ciśnienia, niż płuczki Venturiego. Schemat płuczki uderzeniowej z porywaniem cieczy przedstawiono na Rysunku 3.93.



Rysunek 3.93: Płuczka uderzeniowa z porywaniem cieczy

- Płuczki Venturiego, charakterystyczną cechą jest przewężenie przewodu – zwężka Venturiego – powodujące zwiększenie prędkości gazu. Ciecz jest wprowadzana do płuczki i tworzy powłokę na ściankach, która jest rozpylana przez strumień gazu w zwężce Venturiego. Alternatywnie, w przypadku ejektorowych płuczek Venturiego, ciecz jest rozpylana do wewnątrz zwężki. Płuczki Venturiego to urządzenia do przemywania o dużej wydajności, ponieważ nadają się do usuwania cząstek nawet submikronowej wielkości. Mogą one również służyć do usuwania gazów śladowych, w szczególności zawiesin reaktywnych. Przykład przedstawiono na Rysunku 3.94.

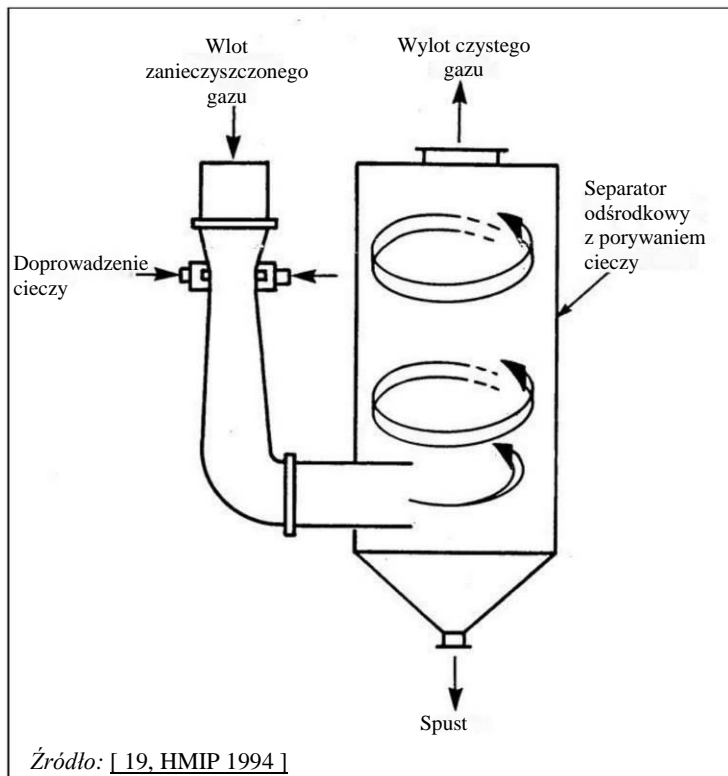
Trudność napotykaną w przypadku tej techniki stanowi erozja, która może nastąpić wskutek dużych prędkości w zwężce. Zwężka Venturiego jest czasami wyposażona w wykładzinę ogniotrwałą w celu zapewnienia ochrony przed ścieraniem przez cząstki pyłu. Zalane kolanko zlokalizowane za zwężką Venturiego ogranicza zużycie powodowane przez cząstki ściernie. Zwężka Venturiego jest wykonana z materiału odpornego na korozję, opracowanego z myślą o uzyskaniu maksymalnej przewidywanej trwałości. Ostateczny wybór materiału zależy od takich czynników, jak temperatura, ścieranie, korozja oraz szkodliwe działanie chemiczne.

Efektywność zbierania rośnie ze wzrostem prędkości gazu i spadkiem ciśnienia. Kilka płuczek Venturiego zaprojektowano z myślą o umożliwieniu regulacji prędkości poprzez zmianę szerokości zwężki Venturiego.

Generalnie, dla płuczek Venturiego nie jest wymagane żadne oczyszczanie wstępne, chociaż w pewnych przypadkach gazy odlotowe są schładzane w celu obniżenia temperatury, jeżeli chodzi o płuczki wykonane z materiałów, które mogą zostać naruszone w wyniku działania wysokich temperatur.

Gdy strumień gazów odlotowych zawiera zarówno cząstki stałe, jak i gazy, które podlegają kontroli, płuczki Venturiego mogą służyć jako urządzenia do oczyszczania wstępnego usuwające cząstki stałe w celu uniknięcia zatykania dalszej części instalacji oczyszczania gazów odlotowych, jak np. płuczka ze złożem wypełnionym.

Wariantem płuczki Venturiego jest płuczka łopatkowo-klatkowa zawierająca wewnętrzne łopatki statyczne wytwarzające mgłę [176, Schenk i in. 2009].



Rysunek 3.94: Płuczka Venturiego

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Wydajność technik usuwania pyłu na mokro w dużym stopniu zależy od wielkości zbieranych cząstek stałych i aerozoli. Wartości efektywności redukcji podano w Tabeli 3.237.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.237.

Przy technice usuwania pyłu na mokro, zanieczyszczenie jest przenoszone do ośrodka płuczącego (woda), a zatem konieczne jest oczyszczanie ścieków.

W zależności od źródła pochodzenia, oddzielony pył może być zanieczyszczony, np. pył pochodzący ze spalania może zawierać dioksyny i/lub metale ciężkie oraz ich tlenki. Ten rodzaj pyłu można zakwalifikować jako odpad niebezpieczny, wymagający odpowiedniego sposobu utylizacji.

Tabela 3.237: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z wariantami mokrych płuczek pyłowych

Zanieczyszczenie ⁽¹⁾	Efektywność redukcji (%)					
	Wypełnienie włókniste	Złoże ruchome	Płytowa	Wieża natryskowa	Uderzeniowa z porywaniem cieczy	Venturi
Pył (wielkość PM nieokreślona)	70→99 ⁽²⁾	BI	50–99 ⁽³⁾	70→99 ^(4, 5, 6)	80–99 ⁽⁷⁾	70→99 ^(8, 9)
PM ₁₀	BI	BI	BI	70→99 ^(5, 6)	BI	70–99 ⁽¹⁰⁾
PM _{0,3–0,5}	BI	BI	BI	BI	BI	< 50 ^(5, 11)
LZO	70→99 (mgły) ⁽²⁾	BI	BI	50–95 ⁽⁴⁾	BI	BI
SO ₂	BI	BI	80→99 ⁽³⁾	80→99 ⁽⁴⁾	BI	BI
HCl	BI	BI	BI	BI	BI	50–90 ⁽⁵⁾
HF	BI	BI	BI	BI	BI	50–90 ⁽⁵⁾
NH ₃	BI	BI	BI	94–99 ⁽¹²⁾	BI	94–99 ⁽¹²⁾
Material eksploatacyjny	Ilość materiałów eksploatacyjnych					
Woda do przemywania (l/Nm ³)	BI	BI	BI	> 3 ⁽⁴⁾	BI	0,5–5 ⁽¹³⁾
Dodatki chemiczne poprawiające wytrącanie się	BI					
Energia (kWh/1.000 Nm ³ /h)	BI	BI	BI	0,4–2,7 ⁽¹³⁾ zależnie od konstrukcji	1–2 ⁽¹³⁾	0,5–7 ⁽¹³⁾
Spadek ciśnienia (kPa)	BI	BI	BI	niewielki	1,5–2,8 ⁽¹³⁾	2,5–20 ^(9, 13)
Rodzaj kosztów	Koszty					
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	600–1.800 USD (460–1.380 EUR) ⁽²⁾	BI	1.300–7.000 USD (1.390–7.480 EUR) ⁽³⁾	5.000–25.000 EUR ^(14, 15)	2.800–10.000 USD (2.140–7.650 EUR) ⁽⁷⁾	5.000–7.000 EUR ⁽¹⁴⁾
Koszty eksploatacyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	1.000–21.100 USD (770–16.100 EUR) ⁽²⁾	BI	1.500–41.100 USD (1.600–43.900 EUR) ⁽³⁾	1.000–30.000 EUR ⁽¹⁴⁾	2.200–42.000 USD (1.680–32.100 EUR) ⁽⁷⁾	2.000–50.000 EUR ⁽¹⁴⁾ ⁽¹⁶⁾
Robocizna (h/miesiąc)	~ 4					
Usuwanie pozostałości (EUR/t)	BI	BI	BI	100–250 EUR ⁽¹⁴⁾	BI	BI
Opłacalność (za t usuniętych zanieczyszczeń)	40–710 USD (31–540 EUR) ⁽²⁾	BI	51–1.300 USD (54–1.390 EUR) ⁽³⁾	28–940 USD (30–1.000 EUR) ⁽⁴⁾	88–1.400 USD (67–1.070 EUR) ⁽⁷⁾	84–2.300 USD (90–2.460 EUR) ⁽⁸⁾

Zanieczyszczenie (¹)	Efektywność redukcji (%)				
	Wypełnienie włókniste	Złoże ruchome	Płytowa	Wieża natryskowa	Uderzeniowa z porywaniem cieczy
Parametry decydujące o kosztach	Skala płuczki i potencjalnie obróbka specjalna strumienia gazu				
Korzyści	Brak				
<p>(¹) Wartość PM określa zanieczyszczenie, które jest celem danej techniki, redukcja innych zanieczyszczeń stanowi korzystny efekt uboczny.</p> <p>(²) Dane kosztowe za 1995 [45, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 1995: EUR/USD = 1,307.</p> <p>(³) Dane kosztowe za 2002 [46, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359.</p> <p>(⁴) Dane kosztowe za 2002 [49, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359.</p> <p>(⁵) [176, Schenk i in. 2009]; Pozostała emisja może wynieść < 10 mg/Nm³; efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych.</p> <p>(⁶) Włączając cząstki nawet do 1–2 um [176, Schenk i in. 2009].</p> <p>(⁷) Dane kosztowe za 1995 [47, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 1995: EUR/USD = 1,307.</p> <p>(⁸) Dane kosztowe za 2002 [50, US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359.</p> <p>(⁹) [11, InfoMil 1999].</p> <p>(¹⁰) W zależności od wielkości cząstek [176, Schenk i in. 2009].</p> <p>(¹¹) Wydajność jest szczególnie niska w odniesieniu do zanieczyszczeń, które nie ulegają łatwemu nawilżeniu [176, Schenk i in. 2009].</p> <p>(¹²) [71, US EPA 1995] Przemysł nawozów sztucznych, kwas fosforowy jako płyn do przemywania.</p> <p>(¹³) [250, Ullmann's 2011].</p> <p>(¹⁴) [176, Schenk i in. 2009].</p> <p>(¹⁵) Dla wydajności > 10.000 Nm³/h, zastosowanie ma zwiększenie do potęgi 0,3 (tj. dodatkowe koszty > cena^{0.3} dla dodatkowych wydajności ponad 10.000 Nm³/h) [176, Schenk i in. 2009].</p> <p>(¹⁶) EUR - (2.500 + 100 × (przepływ/1.000)).</p> <p>NB: BI = brak informacji.</p>					

Urządzenia do przemywania stanowią źródła hałasu, który należy odpowiednio eliminować, np. obudowując urządzenia.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja

Stosunek cieczy do gazu dla płuczki pyłowej to zależność między przepływem gazu a przepływem cieczy w płuczce. Dla potrzeb właściwego zwymiarowania i oceny wydajności płuczki pyłowej należy wiedzieć, ile cieczy na Nm^3 jest niezbędne w celu osiągnięcia zamierzonego poziomu emisji. Wydajność w dużym stopniu zależy od stopnia zanieczyszczenia płuczki pyłowej. Dla zapewnienia odpowiedniej jakości działania niezbędna jest regularna kontrola, konserwacja i czyszczenie urządzenia.

Płuczka Venturiego sama posiada niewielką pojemność. Całkowity rozmiar instalacji determinuje przede wszystkim odmgławiacz, który może być kilka razy większy niż płuczka. Jako zalecany można przyjąć stosunek cieczy do gazu (L/G) wynoszący 1–5 m^3 na $1.000 \text{ Nm}^3/\text{h}$. Płuczka Venturiego jest często wykonywana z materiału odpornego zarówno na erozję, jak i na korozję w celu znaczącego przedłużenia jej żywotności. Należy regularnie sprawdzać stopień zanieczyszczenia zbieraka kropel. Generalnie, płuczka Venturiego wymaga bardzo niewielkiego zakresu konserwacji i obsługi.

Monitoring [11. InfoMil 1999]

Wydajność mokrej płuczki gazowej można określić monitorując stężenie cząstek stałych w strumieniu oczyszczonych gazów odlotowych przy użyciu izokinetycznej sondy próbkującej lub przyrządu pomiarowego działającego na przykład w oparciu o promieniowanie UV/widoczną nieprzezroczystość, promieniowanie beta lub zderzanie cząstek. Przyrządy pomiarowe wykorzystujące promieniowanie UV/nieprzezroczystość i promieniowanie beta wymagają okresowej kalibracji w oparciu o próbkowanie izokinetyczne. Stałej kontroli wymagają: spadek ciśnienia na płuczce, prędkość przepływu ciecz/reagent oraz ciśnienie na doprowadzeniu. Proporcja ciecz/gaz, prędkość spustu cieczy i odczyn pH również wymagają regularnej kontroli. Mokre płuczki gazowe wymagają regularnych kontroli w celu rozpoznania wszelkich przypadków pogorszenia stanu instalacji, na przykład wskutek korozji czy zablokowania drożności. Należy zapewnić łatwy dostęp do płuczek.

Zastosowanie

Zastosowanie i ograniczenia stosowania mokrych płuczek pyłowych podano w Tabeli 3.238.

Tabela 3.238: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z różnymi mokrymi płuczkami pyłowymi

	Wypełnienie włókniste	Złoże ruchome	Płytowa	Wieża natryskowe	Uderzeniowa z porywaniem cieczy	Venturi
Parametr	Zbiera drobne i/lub rozpuszczalne cząstki stałe (PM). Wykorzystywana jako eliminator mgły do zbierania ciekłych aerozoli, związków nieorganicznych i LZO. Kontroluje emisję aerozoli z substancji chemicznych, tworzyw sztucznych, asfaltu, kwasu siarkowego oraz branży powlekania powierzchni. Wyłącznie ograniczone zastosowanie do odbioru pyłu ⁽¹⁾	BI	Zbieranie PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM _{HAP} , nieorganicznych oparów, par, gazów, LZO ⁽²⁾	Zbieranie PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM _{HAP} , nieorganicznych oparów, par, gazów, LZO. Często stosowane jako część systemu odsiarczania gazów spalinowych. Wyłącznie ograniczone zastosowanie wobec drobnych cząstek stałych ⁽³⁾	Zbieranie PM ₁₀ , PM _{2,5} , do PM ₂ . Stosowana w przetwórstwie farmaceutycznym i opakowalnictwie, produkcji substancji chemicznych, gumy, tworzyw sztucznych, ceramiki i nawozów sztucznych. Kontrolowane procesy obejmują procedury suszenia, warzenia, kruszenia i mielenia, rozpylanie, wentylację, przenoszenie materiałów ⁽⁴⁾	Zbieranie ≤ PM ₁₀ , ≤ PM _{2,5} , do wielkości submikronowych. Kontrola emisji cząstek stałych (PM) z kotłów użytkowych, przemysłowych, komercyjnych i zakładowych, które są opalane węglem, paliwem olejowym, drewnem oraz odpadami ciekłymi. Kontrola źródeł emisji w przemyśle chemicznym i powiązanych branżach. Typowe zastosowania tam, gdzie wymagane są duże wydajności odbioru drobnych cząstek stałych (PM) ⁽⁵⁾
Przepływ gazu (Nm ³ /h)	1.800–170.000 ⁽¹⁾	BI	1.700–130.000 ⁽²⁾	2.500–170.000 ⁽³⁾	1.700–90.000 ⁽⁴⁾	720–100.000 ⁽⁵⁾
Temperatura (°C)	< 60 ⁽¹⁾	BI	4–370 (PM) ⁽²⁾	4–370 (PM) ⁽³⁾	Do 150 ⁽⁴⁾	4–370 ^(5,6)
	BI	BI	4–38 (gazy) ⁽²⁾	4–38 (gazy) ⁽³⁾		
Obciążenie zanieczyszczeniami (PM) (g/Nm ³)	0,2–11 ⁽¹⁾	BI	Bez ograniczeń	Bez ograniczeń	Do 23 ⁽⁴⁾	1–115 ⁽⁵⁾
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽⁷⁾					
Spadek ciśnienia (mbar)	20–50 ⁽⁷⁾					25–200 ⁽⁷⁾
⁽¹⁾ [45, US EPA 2003]. ⁽²⁾ [46, US EPA 2003]. ⁽³⁾ [49, US EPA 2003]. ⁽⁴⁾ [47, US EPA 2003]. ⁽⁵⁾ [50, US EPA 2003]. ⁽⁶⁾ Płuczka Venturiego jest również stosowana jako ochładzacz do obniżania temperatury gorących gazów (do 1.000 °C) [176, Schenk i in. 2009]. ⁽⁷⁾ [176, Schenk i in. 2009]. NB: BI = brak informacji.						

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.239.

Tabela 3.239: Zalety i wady związane z mokrymi płuczkami pyłowymi

Zalety	Wady
<p><u>Ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Mogą oczyszczać strumienie gazu zawierające łatwopalne i wybuchowe substancje chemiczne o niskim ryzyku Zapewniają chłodzenie dla gorących gazów Gazy korozyjne mogą być neutralizowane Jednoczesne usuwanie pyłu i związków nieorganicznych 	<p><u>Ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Duże zużycie wody i wytwarzanie ścieków Dosyć duża wymagana przestrzeń Odpady (lub produkt uboczny w przypadku ponownego wykorzystania lub poddania recyklingowi) zbierane na mokro Wymagana ochrona przed zamarzaniem Zbierane cząstki stałe mogą być zanieczyszczone i/lub nie nadawać się do recyklingu Gazy odlotowe mogą wymagać ponownego nagrzewania w celu uniknięcia widocznego pióropusza dymu
<p><u>Płuczka z wypełnieniem włóknistym</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Mogą oczyszczać mgły Stosunkowo niewielki spadek ciśnienia 	<p><u>Płuczka z wypełnieniem włóknistym</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Potencjalnie duża podatność na korozję (rozwiązanie poprzez odpowiedni dobór materiałów) W rzeczywistości niezbyt właściwa do zbierania cząstek stałych (PM), jedynie do cząstek drobnych i/lub rozpuszczalnych
<p><u>Płuczki płytowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Realizacja absorpcji gazu i odbioru pyłu w pojedynczym urządzeniu Mogą oczyszczać mgły Efektywność zbierania może się zmieniać Poprawienie kontaktu gaz–szlam przy usuwaniu SO₂ 	<p><u>Płuczki płytowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Potencjalnie duża podatność na korozję (rozwiązanie poprzez odpowiedni dobór materiałów)
<p><u>Wieże natryskowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Zdolność do zbierania nawet niewielkich cząstek stałych oraz gazów Stosunkowo niewielka podatność na zatykanie Względnie niewielkie wymagania przestrzeni Stosunkowo niewielki spadek ciśnienia Niewrażliwe na zmienność przepływu gazu 	<p><u>Wieże natryskowe</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Stosunkowo niskie wartości współczynnika przenikania masy W przypadku konstrukcji FRP (tworzywo wzmocnione włóknem szklanym) wrażliwość na temperaturę Relatywnie duże zużycie energii Relatywnie duże koszty inwestycyjne
<p><u>Płuczki uderzeniowe z porywaniem cieczy</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Mogą oczyszczać mgły Stosunkowo mała prędkość recyrkulacji wody Efektywność poboru może się zmieniać 	<p><u>Płuczki uderzeniowe z porywaniem cieczy</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Potencjalnie duża podatność na korozję (rozwiązanie poprzez odpowiedni dobór materiałów)
<p><u>Płuczki Venturiego</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Mogą oczyszczać mgły Stosunkowo mały zakres konserwacji Wysoki stopień efektywności usuwania Prosta i kompaktowa konstrukcja i łatwość instalacji Brak wrażliwości na zmienność przepływu gazu Możliwość zmiany efektywności odbioru Usuwać również reaktywne zanieczyszczenia gazowe Nie dochodzi do zatykania 	<p><u>Płuczki Venturiego</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Potencjalnie duża podatność na korozję (rozwiązanie poprzez odpowiedni dobór materiałów) Relatywnie duży spadek ciśnienia i stąd wysokie zapotrzebowanie na energię dla niektórych płuczek Venturiego Problem może stanowić hałas, ponieważ prędkość gazu przy zwężce Venturiego jest wysoka Ograniczone do kontroli cząstek stałych i gazów o dużej rozpuszczalności w wodzie

Aspekty ekonomiczne

Zakresy kosztów dla mokrych płuczek pyłowych podano w Tabeli 3.237. Szacowane koszty są oparte na założonym obciążeniu wlotowym cząstek stałych wynoszącym około 7 g/Nm³. W przypadku zastosowań wymagających drogich materiałów, rozpuszczalników lub metod oczyszczania, rzeczywiste koszty mogą być znacząco wyższe, niż w przedstawionych zakresach. Z zasady, mniejsze urządzenia kontrolujące strumień gazów odlotowych o niskim stężeniu będą znacznie bardziej kosztowne (za jednostkę prędkości przepływu), niż duża instalacja oczyszczająca przepływ o dużym obciążeniu zanieczyszczeniami.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Redukcja emisji cząstek stałych oraz usuwanie nieorganicznych substancji chemicznych (takich jak SO_2 , NH_3 , NH_4Cl , LZO) i metali ciężkich, które mogą być połączone z pyłem, stanowią główne czynniki mające wpływ na wdrażanie tej techniki.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko wykorzystywana w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, takich jak produkcja asfaltu, przemysł metalowy, spalanie odpadów, sektor przetwórstwa ziemniaków (do usuwania skrobi), przemysł celulozowo-papierniczy, przemysł szklarski, rafinerie (stosowana na urządzeniach do krakingu katalitycznego) i odlewnie.

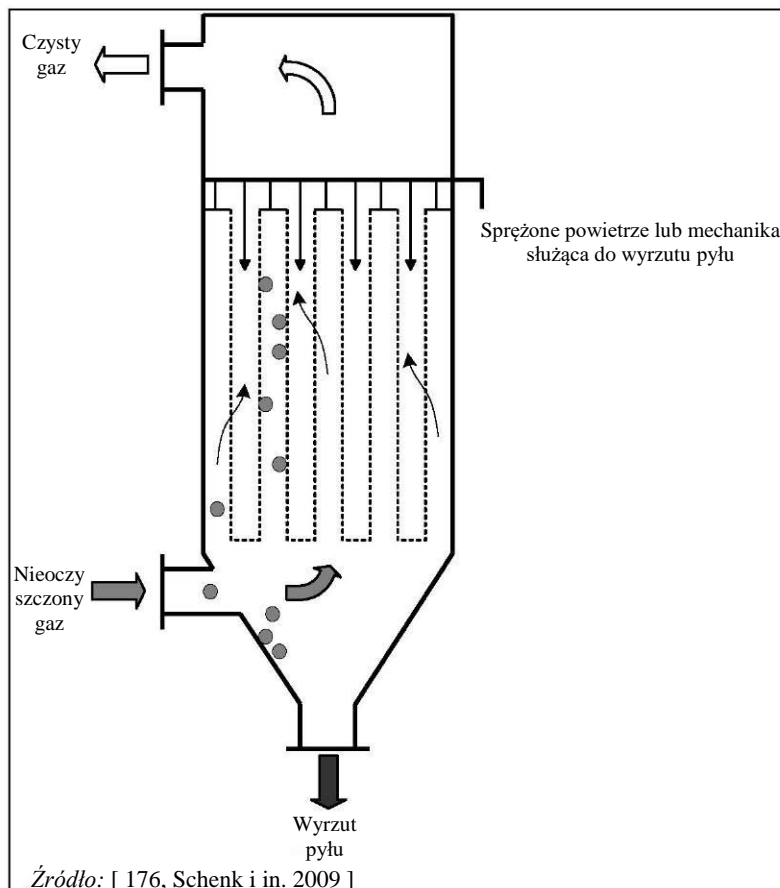
Bibliografia

[11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [45, US EPA 2003] [46, US EPA 2003] [47, US EPA 2003] [49, US EPA 2003] [50, US EPA 2003] [71, US EPA 1995] [176, Schenk i in. 2009] [250, Ullmann's 2011]

3.5.1.4.6 Filtr tkaninowy

Opis

W filtrze tkaninowym (zwanym również filtrem workowym), gazy odlotowe są przepuszczane przez szczelnie utkany materiał lub filc, dzięki czemu cząstki stałe są zbierane na materiale z pomocą sita lub innych mechanizmów (patrz Rysunek 3.95). Filtry tkaninowe mogą mieć postać arkuszy, wkładów lub worków (najpowszechniejszy rodzaj) z wieloma indywidualnymi elementami filtra tkaninowego połączonymi ze sobą w grupę. Zbrylony pył odkładający się na filtrze może znacząco poprawić efektywność zbierania.



Rysunek 3.95: Filtr tkaninowy

Warunki eksploatacyjne są istotnymi wyznacznikami przy wyborze materiałów. Niektóre powszechnie stosowane materiały wymieniono w Tabeli 3.240.

Tabela 3.240: Powszechnie używane materiały

Nazwa rodzajowa włókna	Odporność chemiczna na		Ciągła temp. pracy przy wilgotnym cieple (°C)	Ciągła temp. pracy (°C)	Maks. temp. szczytowa (°C)	Materiał wspomaga spalanie
	kwasy	alkalia				
Poliester	dobra	dostateczna	94	132	150	Tak
Kopolimer akrylowy	dobra	dostateczna	110	120	130	Nie
<i>m</i> -aramid	dobra	dobra	177	200	240	Nie
Polisiarczek fenylenu	doskonała	doskonała	190	190	232	Nie
Chlorotrifluoroeten etylenowy	doskonała	doskonała	177	177	190	Nie
Politetrafluoroeten (PTFE)	doskonała	doskonała	260	260	290	Nie
Poliimid	dobra	dobra	240	260	280	Nie
Szkło	bardzo dobra	dostateczna	260	260	290	Nie
Stal nierdzewna	dobra	doskonała	550	550	600	Nie
Ceramika	bardzo dobra	dobra	760	760	1 204	Nie

Praktyczne stosowanie filtrów tkaninowych wymaga wykorzystania dużej powierzchni materiału celem uniknięcia niedopuszczalnego spadku ciśnienia na materiale. Nadmierny spadek ciśnienia może spowodować uszkodzenie osłony filtra, a w rezultacie emisję uciekającego pyłu. Wielkość filtra workowego dla konkretnego urządzenia ustala się dobierając proporcję wolumetrycznego przepływu powietrza do powierzchni materiału (stosunek A/C). Dobór parametru A/C zależy od konkretnego obciążenia oraz charakterystyki i zastosowanej metody oczyszczania. Duże obciążenie zanieczyszczeniami nierozpuszczonymi będzie wymagało zastosowania większego filtra workowego dla uniknięcia formowania się zbyt ciężkich brył pyłu, co skutkowałoby nadmiernym spadkiem ciśnienia.

Intensywność i częstotliwość czyszczenia są istotnymi zmiennymi przy określaniu efektywności usuwania zanieczyszczeń. Ponieważ zbrylony pył może odpowiadać za znaczącą część potencjału materiału w zakresie usuwania drobnych zanieczyszczeń nierozpuszczonych, zbyt częste lub zbyt intensywne czyszczenie obniży efektywność tego procesu. Jeżeli usuwanie jest zbyt rzadkie lub za mało skuteczne, wówczas spadek ciśnienia będzie za wysoki.

Powszechnie spotykane rodzaje filtrów tkaninowych w zależności od zastosowanej metody czyszczenia są następujące:

- **Filtr tkaninowy czyszczony przedmuchaem wstecznym (lub strumieniem wstecznym)**, który wykorzystuje delikatniejszy, ale czasami mniej skuteczny mechanizm czyszczenia, niż potrząsanie mechaniczne. Zwykle worki są otwarte od dołu, zamknięte u góry, zaś pył jest wychwytywany wewnątrz lub na zewnątrz worków. W celu wyczyszczenia, filtr jest wyjmowany i czyste powietrze jest tłoczone przez niego w przeciwnym kierunku, po czym zbrylony pył spada do pojemnika. Typowy cykl czyszczenia trwa < 5 minut na komorę. Samo czyszczenie przedmuchaem wstecznym jest stosowane wyłącznie w przypadkach, gdzie pył łatwo odpada od tkaniny. W wielu przypadkach, ten rodzaj czyszczenia jest stosowany w połączeniu z potrząsaniem, pulsacją lub sygnałami dźwiękowymi.
- **Filtr tkaninowy czyszczony przez potrząsanie mechaniczne**, który wykorzystuje prosty i skuteczny mechanizm czyszczenia. Gazy odlotowe wchodzi do przewodu wlotowego wyposażonego w przegrodę, gdzie duże cząstki są usuwane przy uderzaniu w przegrodę, po czym spadają do pojemnika. Obciążony gaz jest wyciągany spod przegrody w podłodze do worków filtracyjnych i przechodzi od wewnątrz na zewnątrz, zaś cząstki są zbierane na wewnętrznej powierzchni worka. Od góry worki są przymocowane do pręta wstrząsającego, który jest dynamicznie poruszany w celu ich wyczyszczenia.

- **Filtr tkaninowy czyszczony strumieniem impulsowym**, który wykorzystuje stosunkowo nową metodę mającą zastosowanie przy dużych obciążeniach pyłem, działa przy stałym spadku ciśnienia i zajmuje mniejszą przestrzeń, niż inne rodzaje filtrów tkaninowych. Może on działać wyłącznie jako zewnętrzne urządzenie zbierające pył. Worki są zamknięte od dołu, otwarte u góry i podtrzymywane przez wewnętrzne elementy ustalające. Obciążony gaz przepływa od zewnątrz do wewnątrz worków; dyfuzory są wykorzystywane do przeciwdziałania uszkodzaniu worków przez cząstki o dużych rozmiarach, zaś cząstki są zbierane na zewnątrz worków, po czym opadają do pojemnika. Czyszczenie strumieniem impulsowym oznacza zatłaczanie krótkimi impulsami (0,03–0,1 sekundy) sprężonego pod wysokim ciśnieniem (0,4–0,8 MPa) powietrza do worków. Taki mechanizm gwarantuje, że przepływ gazów odlotowych nie musi być zatrzymywany podczas czyszczenia. W filtrach tkaninowych czyszczonych strumieniem impulsowym używane są materiały filcowe, tj. włóknina, ponieważ nie wymagają one, aby zbrylony pył zapewniał wysoką wydajność zbierania. Przez tkaniny przecieka dużo pyłu po czyszczeniu w przypadku stosowania z filtrami czyszczonymi strumieniem impulsowym.

Sygnaly dźwiękowe są coraz częściej wykorzystywane do zwiększania efektywności zbierania przez wstrząsacz mechaniczny i filtry tkaninowe czyszczone przedmuchem wstecznym. Sygnaly te są uruchamiane przez sprężone powietrze (0,3–0,6 MPa). Czyszczenie przy użyciu sygnałów dźwiękowych znacząco redukuje obciążenie worków resztkowym pyłem i zmniejsza spadek ciśnienia na tkaninie filtra o 20–60 % oraz naprężenia mechaniczne na workach, zapewniając ich większą trwałość użytkową.

Korozja materiału filtra i obudowy może stanowić problem, jeżeli strumień gazu zawiera składniki kwasowe, szczególnie w temperaturach poniżej punktu rosy. Właściwe materiały wykonania filtrów prezentuje Tabela 3.240.

Inne filtry związane/podobne do filtrów tkaninowych są następujące:

- **Filtr kompaktowy**, który jest również znany jako filtr kasetowy lub filtr obwiedniowy i stanowi wersję filtra tkaninowego. Różnica leży w kompaktowym sposobie, w jaki zakładany jest materiał filtracyjny. Jest on fałdowany, np. jak harmonijka, w celu uzyskania dużo większej właściwej powierzchni filtracyjnej. Jakkolwiek, oszczędność miejsca jest częściowo niwelowana przez niższe obciążenie tkaniny w filtrze tego typu.
- **Udoskonalony filtr kompaktowy**, który jest również znany jako filtr ‘sintamatic’, filtr z blaszkami spiekowymi lub rura Spirota, jest kolejną wersją filtra tkaninowego. Składa się on z porowatego materiału spiekanego z fałdowanymi elementami filtracyjnymi do filtra typu ‘sintamatic’ lub filtra z blaszkami spiekowymi, co zapewnia dłuższą trwałość eksploatacyjną, a tym samym obniżone koszty konserwacji. Dodatkowe informacje dotyczące tego typu filtra można znaleźć w dokumencie referencyjnym Ceramic Manufacturing Industry (CER) BREF [117, COM 2007].

Temperatura gazu powinna przekraczać punkt rosy wszystkich składników, ponieważ w przeciwnym wypadku dochodzi do zatykania tkaniny filtra i wstrzymania procesu filtracji. Aby temu zapobiec, konieczne może być zaizolowanie i ewentualne podgrzanie filtra workowego.

Systemy o wysokim stopniu ryzyka wybuchu lub pożaru powinny być wyposażone w stosowne zabezpieczenia, np. kłapy przeciwwybuchowe lub instalacje tryskaczowe. Po stronie wlotu filtra należy zainstalować zawór nadmiarowy otwierający się w bezpiecznym miejscu, np. na zewnątrz budynku. Konieczny może być łapacz bardzo gorących cząstek uwalnianych z kotłów i pieców, zapobiegający powstaniu pożaru i uszkodzeniu tkaniny filtra. Niedopuszczalne jest iskrzenie i otwarty płomień.

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Dla podanego połączenia konstrukcji filtra i pyłu, stężenie cząstek w strumieniu wypływającym z filtra tkaninowego jest niemal stałe, podczas gdy wydajność ogólna bardziej prawdopodobnie będzie się zmieniała z obciążeniem zanieczyszczeniami nierozpuszczonymi. Tym samym, filtry tkaninowe można uznać za charakteryzujące się bardziej stałym wylotem, niż stałą wydajnością. Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z filtrami tkaninowymi podano w Tabeli 3.241.

Tabela 3.241: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami tkaninowymi

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziom emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)
Pył (wielkość cząstek stałych (PM) nieokreślona)	99–99,9 ⁽³⁾	2–10 ⁽³⁾
	99,95 ⁽⁴⁾	< 5 ⁽⁴⁾
Dioksyny/furany ⁽⁵⁾	BI	0.1 ng/Nm ³ TEQ ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Zależnie od konkretnej konfiguracji, warunków eksploatacyjnych i reagentów. Wartości są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i in. 2009].

⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].

⁽³⁾ [58, US EPA 2003].

⁽⁴⁾ [176, Schenk i in. 2009].

⁽⁵⁾ Dioksyny/furany w fazie gazowej mogą być usuwane przy wprowadzaniu węgla aktywnego do gazów odlotowych powyżej filtra.

NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z filtrami tkaninowymi wyszczególniono w Tabeli 3.242.

Tabela 3.242: Materiały eksploatacyjne związane z filtrami tkaninowymi

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Materiał filtra (m ² na 1.000 Nm ³ /h)	11–17	Stosunek A/C 1–1,5 m/min
Materiał pokrycia wstępnego (opcjonalny)	BI	Dla lepkiego albo statycznego pyłu lub jako zabezpieczenie tkaniny
Sprężone powietrze (kPa)	300–700	Czyszczenie filtra
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	0,2–2	–
Spadek ciśnienia (kPa)	< 1,5	–

NB: BI = brak informacji.
Źródło: [176, Schenk i in. 2009].

Oddzielony pył – ewentualnie wymieszany z materiałem pokrycia wstępnego – stanowi jedyną pozostałość. Jego ilość zależy od zawartości pyłu w strumieniu doprowadzanego gazu. W zależności od źródła, oddzielony pył może być zanieczyszczony, np. pył pochodzący ze spalania może zawierać dioksyny i/lub metale ciężkie oraz ich tlenki. Ten rodzaj pyłu można zakwalifikować jako odpad niebezpieczny, wymagający odpowiedniego sposobu utylizacji.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Najważniejsze parametry projektowe obejmują:

- Przepływ doprowadzanego gazu.
- Temperaturę pracy i temperaturę maksymalną.
- Skład doprowadzanego gazu.
- Obciążenie filtra tkaninowego (współczynnik filtra). Obciążenie filtra tkaninowego jest zależne od typu i charakteru materiału tkaniny, obciążenia pyłem oraz rodzaju i wielkości cząstek. Przykłady to włókno szklane: 60–120 m/h i PTFE (teflon): 80–100 m/h.
- Łatwość czyszczenia i budowę zewnętrzną, ważne ze względów higienicznych w przemyśle spożywczym.

Monitoring [19, HMIP 1994]

Wydajność i stan konserwacji wymagają dokładnego monitorowania. Wydajność filtra tkaninowego można określić monitorując stężenie cząstek stałych w strumieniu oczyszczonych gazów odlotowych, przy użyciu izokinetycznej sondy próbkującej lub przyrządu pomiarowego działającego na przykład w oparciu o promieniowanie UV/widoczną nieprzezroczystość, przepływ tryboelektryczny, promieniowanie beta lub zderzanie cząstek.

Temperatura i spadek ciśnienia na filtrze tkaninowym wymagają stałego monitorowania. Ten drugi parametr służy do wskazania, kiedy należy rozpocząć cykl czyszczenia. Filtry tkaninowe wymagają regularnych kontroli w celu rozpoznania wszelkich przypadków pogorszenia stanu tkaniny lub obudowy. Należy więc zapewnić dostęp do filtra tkaninowego. Każdy filtr workowy powinien być wyposażony w system wykrywający nieszczelność worka z alarmem.

Zastosowanie

Filtr tkaninowy jest przede wszystkim używany do usuwania cząstek stałych o wielkości do PM_{2.5} oraz niebezpiecznych zanieczyszczeń powietrza w postaci cząstek stałych (PM_{HAP}), takich jak metale (za wyjątkiem rtęci). W połączeniu z systemami wtryskowymi (włączając adsorpcję – patrz sekcja 3.5.1.2.3 oraz wtrysk wapna suchego/wodorowęglanu sodu i wtrysk wapna półsuchego – patrz sekcja 3.5.1.5.2) powyżej filtra workowego, filtr ten można również stosować do usuwania określonych zanieczyszczeń gazowych.

Filtry tkaninowe są użyteczne przy zbieraniu cząstek stałych o wartościach oporu właściwego albo zbyt niskich, albo zbyt wysokich dla filtrów ESP (patrz sekcja 3.5.1.4.4), stąd są one odpowiednie do zbierania popiołów lotnych z niskosiarkowego węgla lub popiołów lotnych zawierających duże ilości niespalonego węgla. Stwierdzono, że dodanie filtra workowego poniżej filtra ESP pozwala uzyskać bardzo niski poziom emisji cząstek stałych. W przypadku, gdy obciążenie gazów odlotowych obejmuje względnie duże zanieczyszczenia nierozpuszczone, do obniżenia obciążenia filtra tkaninowego można zastosować wstępne kolektory mechaniczne takie, jak cyklony, filtry ESP lub chłodnice natryskowe, szczególnie przy wysokich stężeniach na wlocie.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.243.

Tabela 3.243: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami tkaninowymi

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	300–1.800.000 ^(1,2)
Temperatura (°C)	Patrz Tabela 3.240. Powyżej punktu rosy wszystkich kondensujących się składników strumienia gazu, w przeciwnym wypadku filtr zatyka się. < 280, w zależności od rodzaju materiału/tkaniny ⁽²⁾
Ciśnienie	Zakres –6,4–6,4 kPa względem ciśnienia atmosferycznego ⁽¹⁾
Zawartość pyłu (g/Nm ³)	0,1–230 ^(1,2) 1–23 (typowa) ⁽¹⁾
Właściwości cząstek	Lepkie pyły trudno się usuwa z materiałów filtracyjnych, stąd należy ich unikać
Stosunek A/C ⁽³⁾ (m/min)	≤ 1 ⁽⁴⁾ (filtr z przedmuchem wstecznym)
	< 0,5 ⁽⁴⁾ (filtr z potrząsaniem mechanicznym)
	1–1,5 (2,0) ^(4,5) (filtr ze strumieniem impulsowym)
⁽¹⁾ r 58. US EPA 2003 1. ⁽²⁾ r 176, Schenk i in. 2009 1. ⁽³⁾ Zalecany dla zapewnienia prawidłowego działania (patrz wyżej). ⁽⁴⁾ Komunikacja osobista. ⁽⁵⁾ Wyższa wartość dla specjalnych układów.	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.244.

Tabela 3.244: Zalety i wady związane z filtrami tkaninowymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Generalnie, filtry tkaninowe zapewniają wysoki poziom efektywności redukcji dla cząstek grubych i drobnych • Duże zmiany w obciążeniach doprowadzanego pyłu pozostają bez większego wpływu na wydajność i spadek ciśnienia ciągle czyszczonych filtrów • Pył jest oddzielany na sucho bez zużywania materiałów eksploatacyjnych. Oddzielony pył może być ponownie wykorzystany w poprzedzającym procesie lub poddany recyklingowi • Emisje resztkowe są w zasadzie niezależne od stężenia na wlocie • Względnie prosta obsługa • Niezawodność 	<ul style="list-style-type: none"> • Filtry tkaninowe nie są odpowiednie do usuwania wilgotnych lub lepkich pyłów ze względu na ryzyko zatykania się filtra • Podgrzewanie strumienia gazów odlotowych zapobiega skraplaniu się płynu na filtrach ceramicznych • Elektryczność statyczna może utrudnić usunięcie zbrylonego pyłu z materiału • Filtr zajmuje dużą przestrzeń

Aspekty ekonomiczne

Trwałość użytkowa materiału filtracyjnego wynosi około pięciu lat dla filtrów tkaninowych. Aspekty ekonomiczne związane z filtrami tkaninowymi przedstawiono w Tabeli 3.245.

Tabela 3.245: Aspekty ekonomiczne związane z filtrami tkaninowymi

Rodzaj kosztów	Koszty		
	Filtr tkaninowy		
	z przedmuchaem wstecznym	z potrząsaniem mechanicznym	ze strumieniem impulsowym
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	1.000–4.500 EUR ⁽¹⁾		
Koszty materiałów filtrac. ⁽²⁾ (za 1.000 Nm ³ /h)	660–920 EUR ⁽¹⁾		
Koszty sygnałów dźwięk. ⁽²⁾ (za 1.000 Nm ³ /h)	300–400 USD (320–430 EUR) ^(3,5)	300–400 USD (320–430 EUR) ^(4,5)	BI
Koszty sprzętu do przedmucha wstecznego ⁽²⁾ (za 1.000 Nm ³ /h)	600–1.200 USD (640–1.280 EUR) ^(3,5)	BI	BI
Koszty eksploatacyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	200–1.500 EUR ⁽¹⁾		
Koszty przerobu odpadów (za t)	BI	BI	BI
Robocizna (h/tydzień)	2 ⁽¹⁾		
Opłacalność (za tonę zanieczyszczeń)	58–372 USD (62–397 EUR) ^(3,5)	41–334 USD (44–357 EUR) ^(4,5)	46–293 USD (49–313 EUR) ^(5,6)
Parametry decydujące o kosztach	Spadek ciśnienia i potencjalne koszty transportu pyłu		
Korzyści	Oszczędności na kosztach surowców, gdy możliwe jest ponowne użycie/recykling; na przykład w przemyśle szklarskim.		
⁽¹⁾ [176. Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ Na szczycie kosztów inwestycyjnych. ⁽³⁾ Dane kosztowe za 2002 [58. US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽⁴⁾ Dane kosztowe za 2002 [56. US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. ⁽⁵⁾ Dla obciążeń zanieczyszczeniami 9 g/Nm ³ i prędkości przepływu między 1.700.000 Nm ³ /h (minimalne koszty) a 3.500 Nm ³ /h (maksymalne koszty). ⁽⁶⁾ Dane kosztowe za 2002 [57. US EPA 2003]. Średni kurs przeliczeniowy walut za 2002: EUR/USD = 0,9359. NB: BI = brak informacji.			

Kosztorysy zakładają konwencjonalną konstrukcję w typowych warunkach eksploatacji i nie obejmują wyposażenia pomocniczego, takiego jak wentylatory i przewody. Koszty są związane głównie z prędkością wolumetrycznego przepływu i obciążeniem zanieczyszczeniami strumienia gazów odlotowych. Generalnie, niewielkie urządzenie kontrolujące niskie obciążenie zanieczyszczeniami nie będzie tak opłacalne, jak duże urządzenie obsługujące wysokie obciążenia zanieczyszczeniami.

Zanieczyszczenia wymagające wyjątkowo wysokiego poziomu kontroli lub takie, które wymagają wykonania worków filtra tkaninowego lub samego urządzenia ze specjalnych materiałów, spowodują zwiększenie kosztów instalacji.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynniki mające wpływ na wdrażanie obejmują wymagania prawne i oszczędności na surowcach.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko wykorzystywana w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, takich jak przemysł spożywczy, produkcji napojów i mleczarski, sektor przerobu odpadów, przemysł metalowy, spalanie odpadów, duże spalarnie, produkcja ceramiki i przemysł szklarski.

Bibliografia

[9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [56, US EPA 2003] [57, US EPA 2003] [58, US EPA 2003] [117, COM 2007] [154, Startin 2008] [176, Schenk i in. 2009]

3.5.1.4.7 Filtry ceramiczne i metalowe

Opis

Filtry ceramiczne

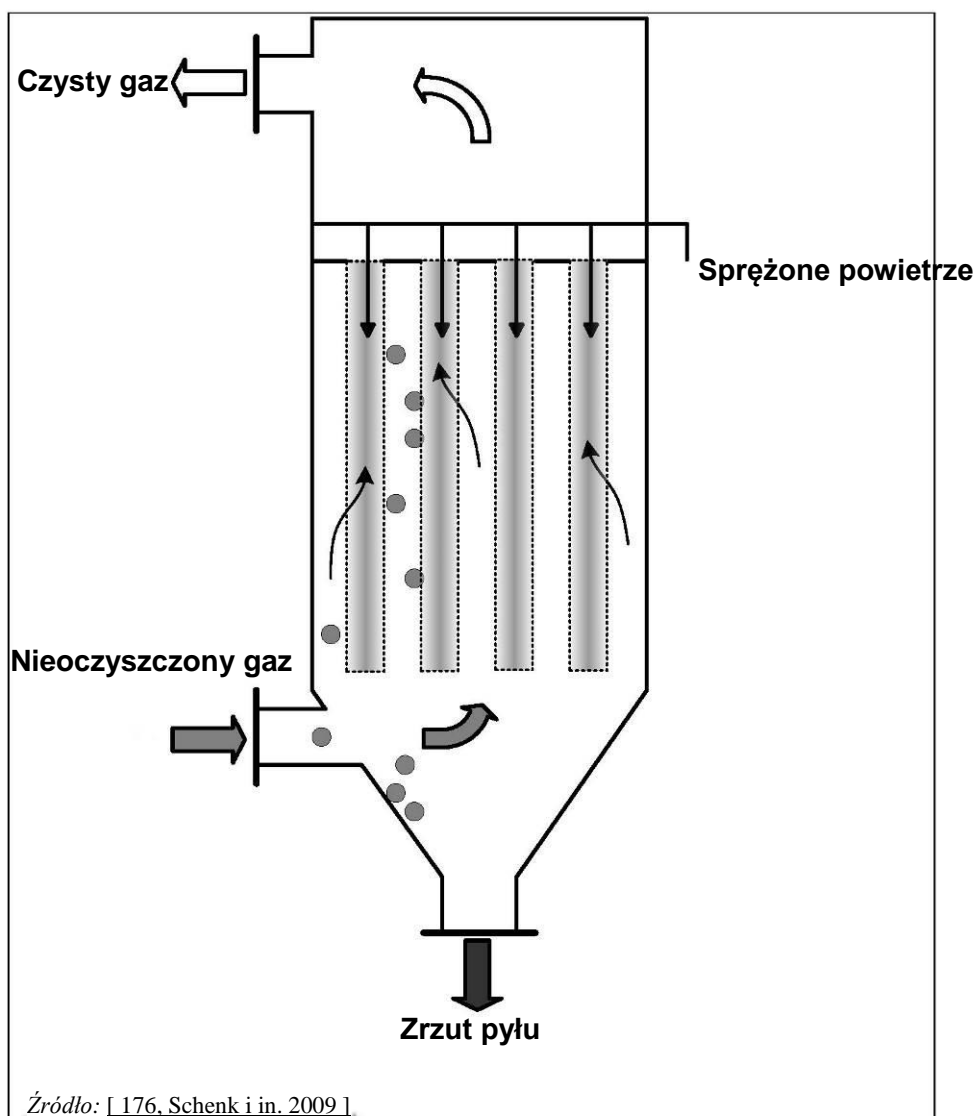
W filtrze ceramicznym (patrz Rysunek 3.96), zanieczyszczony gaz jest prowadzony przez materiał filtracyjny w procesie porównywalnym do filtra tkaninowego. Różnica względem filtra tkaninowego jest taka, że materiał filtracyjny jest ceramiczny. Istnieją również takie konstrukcje, gdzie usuwane są związki kwasowe takie, jak HCl, NO_x, SO_x i dioksyny. W takim przypadku, materiał filtracyjny posiada katalizatory i konieczny może być wtrysk reagentów (patrz sekcja 3.5.1.5.2).

Materiał filtracyjny filtra ceramicznego może być stosowany w wielu różnych formach. Materiał ceramiczny może być przekształcany w tkaninę, włókninę, wkłady z włókien, wkłady spiekowe lub świece filtracyjne. Tabela 3.246 poniżej zawiera przegląd różnych zastosowań.

Tabela 3.246: Przegląd różnych materiałów filtrujących w filtrach ceramicznych

Materiał filtracyjny	Tkanina filtracyjna	Włóknina	Wkład z włókien	Wkład spiekowy
Konstrukcja	Worek z koszem podtrzymującym	Worek z materiałami podtrzymującymi	Rura, samonośna	Rura, świeca, samonośna
Masy powierzchniowe (g/m ²)	1.000–2.000	2.500–3.000	2.000–4.500	12.500–22.800
Właściwości mechaniczne	Elastyczna, nie bardzo odporna na ścieranie	Elastyczna, nie bardzo odporna na ścieranie	Półelastyczny, częściowa odporność na ścieranie	Sztywny, odporny na ścieranie
Przejrzystość powietrza	Wysoka	Średnia	Średnia	Niska

Źródło: [176, Schenk i in. 2009].



Rysunek 3.96: Filtr ceramiczny

Filtry metalowe

W filtrach metalowych, filtracja powierzchniowa jest realizowana przez wkłady filtracyjne z porowatego spieku metalu. Filtry metalowe mogą wytrzymać temperatury do 1.000 °C i ciśnienia przekraczające 69 bar.

Materiały filtracyjne ze spieku metalu są zwykle stosowane w automatycznie regenerowanych systemach filtracyjnych instalowanych przy takich procesach, do których zwykle, konwencjonalne materiały filtracyjne - syntetyczne (tkanina) lub z włókna szklanego nie będą się nadawały ze względu na nadmiernie wysoką temperaturę pracy (> 300 °C). Wkłady mogą być z łatwością czyszczone przedmuchem wstecznym lub strumieniem impulsowym przy pomocy sprężonego powietrza, azotu lub czystego gazu technologicznego, w zależności od składu.

Materiały filtracyjne ze spieku metalu przeważają nad ceramicznymi wkładami filtracyjnymi, jeżeli chodzi o wytrzymałość mechaniczną i odporność na wstrząsy cieplne. Ceramiczne materiały filtracyjne są bardzo wrażliwe na zmienność temperatury.

Niezależnie od odporności na wysoką temperaturę wkładów filtracyjnych z porowatego spieku metalu, istnieje szeroka gama dostępnych materiałów, które mogą być dobierane do każdego konkretnego procesu. Najpowszechniej stosowanymi materiałami są stale i stopy: SS304, SS316, Inconel, Hastelloy i Fecralloy, zależnie od wymaganej odporności chemicznej.

Ze względu na znaczną porowatość, spadek ciśnienia różnicowego jest zazwyczaj bardzo niski (< < 10 mbar). Można uzyskać poziomy emisji poniżej < 1 mg/Nm³.

Wkłady filtracyjne ze spieku metalu są dosyć drogie w porównaniu do innych konwencjonalnych materiałów filtracyjnych. Jakkolwiek, ze względu na ich znakomite właściwości indywidualne wkłady filtracyjne z porowatego spieku metalu są zwykle używane w zastosowaniach przemysłowych w trudnych warunkach eksploatacji, np. do redukcji emisji (głównie materiały drobnoziarniste z katalizatorów) w zakładach petrochemicznych, oraz do usuwania części stałych z produktów dennyh (np. urządzenia do fluidalnego krakingu katalitycznego i retorty koksownicze). Wytrzymałość mechaniczna i cieplna materiałów filtracyjnych z porowatego spieku metalu sprawia, że nadają się w szczególności do procesów wysokotemperaturowych, gdzie należy zagwarantować trwałość użytkową > 4 lat bez nieplanowanych wyłączeń [239, Hage 2009].

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z filtrami ceramicznymi i metalowymi podano w Tabeli 3.247.

Tabela 3.247: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami ceramicznymi i metalowymi

Zanieczyszczenie	Filtry ceramiczne		Filtry metalowe	
	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziom emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (mg/Nm ³)
Pył (wielkość PM nieokreślona)	99–99,99 ⁽³⁾	< 1 ⁽⁴⁾ –< 2 ⁽³⁾	> 99,99 ⁽⁵⁾	BI
Dioksyny/furany ⁽⁶⁾	99 ⁽³⁾	BI	BI	BI
HCl	95 ⁽³⁾	BI	BI	BI
SO ₂	80 ⁽³⁾	BI	BI	BI
NO _x	95 ⁽³⁾	< 200 ⁽³⁾	BI	BI

⁽¹⁾ W zależności od konkretnej konfiguracji, warunków eksploatacyjnych i reagentów. Wartości są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i in. 2009].
⁽²⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].
⁽³⁾ [176, Schenk i in. 2009].
⁽⁴⁾ [117, COM 2007].
⁽⁵⁾ [223, Pall Corporation 2009].
⁽⁶⁾ Dioksyny/furany w fazie gazowej mogą być usuwane, gdy węgiel aktywny jest wtryskiwany do gazów odlotowych powyżej filtra.
 NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z filtrami ceramicznymi wyszczególniono w Tabeli 3.248.

Tabela 3.248: Materiały eksploatacyjne związane z filtrami ceramicznymi

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Ośrodek ceramiczny (m ² na 1.000 Nm ³ /h)	BI	–
Sprężone powietrze (kPa)	BI	Czyszczenie filtra
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	0,2–2	–
Spadek ciśnienia (kPa)	25	–

NB: BI = brak informacji.
 Źródło: [176, Schenk i in. 2009].

Oddzielony pył – ewentualnie wymieszany z materiałem podkładowym – stanowi wyłącznie pozostałość. Jego ilość zależy od zawartości pyłu w strumieniu doprowadzanego gazu. W zależności od źródła, oddzielony pył może być zanieczyszczony, np. pył pochodzący ze spalania może zawierać dioksyny i/lub metale ciężkie oraz ich tlenki. Ten rodzaj pyłu można zakwalifikować jako odpad niebezpieczny, wymagający odpowiedniego sposobu utylizacji.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja [176, Schenk i in. 2009]

Najważniejsze parametry projektowe obejmują:

- Przepływ doprowadzanego gazu.
- Temperaturę pracy i temperaturę maksymalną.
- Skład doprowadzanego gazu.
- Obciążenie filtra tkaninowego (współczynnik filtra). Obciążenie filtra tkaninowego jest zależne od typu i charakteru materiału tkaniny, obciążenia pyłem oraz rodzaju i wielkości cząstek. Przykłady to włókno szklane: 60–120 m/h i PTFE (teflon): 80–100 m/h.
- Łatwość czyszczenia i budowę zewnętrzną, ważne ze względów higienicznych w przemyśle spożywczym.

Filtry ceramiczne wymagają stosunkowo dużego zakresu konserwacji i regularnych kontroli dla uniknięcia zatykania się i słabej wydajności wkładów filtracyjnych. Z tych względów, może zapaść decyzja o obniżeniu temperatur procesu oraz zainstalowaniu filtrów tkaninowych zamiast ceramicznych, ponieważ są one łatwiejsze w utrzymaniu.

Zastosowanie

Filtry ceramiczne są stosowane głównie do usuwania pyłów w wysokich temperaturach, szczególnie przy instalacjach spalania i systemach gazyfikacji, gdy węgiel jest używany jako paliwo, w sektorze przerobu odpadów, przemyśle tworzyw sztucznych, chemicznym i szklarskim.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.249.

Tabela 3.249: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami ceramicznymi

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	300–1.800.000 ^(1, 2)
Temperatura (°C)	Filtry ceramiczne są w szczególności dostosowane do filtracji wysoko-temperaturowej (do około 1.200 °C) i tam, gdzie temperatura jest zmienna lub podlega skokom, które mogłyby uszkodzić tradycyjne materiały - tkaniny ^(2, 3)
Ciśnienie	~ 50 mbar wyższe lub niższe od atmosferycznego ⁽²⁾
Zawartość pyłu (g/Nm ³)	< 20 ⁽²⁾
Właściwości cząstek	Należy unikać lepkich pyłów ⁽²⁾
⁽¹⁾ [58, US EPA 2003]. ⁽²⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽³⁾ [154, Startin 2008].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.250.

Tabela 3.250: Zalety i wady związane z filtrami ceramicznymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Generalnie, filtry ceramiczne zapewniają wysoki poziom efektywności redukcji dla cząstek grubo- i drobnoziarnistych (generalnie, filtry ceramiczne osiągają lepszą efektywność, niż filtry tkaninowe) • Duże zmiany w obciążeniach doprowadzanego pyłu pozostają bez większego wpływu na wydajność i spadek ciśnienia ciągłe czyszczonych filtrów • Wysoka odporność na zużycie przez ścieranie wskutek kontaktu z chropowatymi cząstkami (dla filtrów ceramicznych) • Pył jest oddzielany na sucho bez zużywania materiałów eksploatacyjnych. Oddzielony pył może być ponownie wykorzystany w poprzedzającym procesie lub poddany recyklingowi • Emisje reszkowe są w zasadzie niezależne od stężenia na wlocie • Względnie prosta obsługa • Niezawodność • Modułowa konstrukcja • Mogą obsługiwać duże i zmienne objętości • Są odporne na kwasowe i zasadowe substancje chemiczne 	<ul style="list-style-type: none"> • Podatne na uszkodzenia (materiał ceramiczny) • Względnie duży spadek ciśnienia • W mniejszym stopniu nadają się do mokrych i/lub lepkich substancji chemicznych • W przypadku łatwopalnych substancji chemicznych istnieje ryzyko eksplozji • Zapalenie się filtra workowego jest możliwe, jeżeli z pieców uwalniane są bardzo gorące cząstki lub ze względu na materiały piroforyczne • Zajmują dużą przestrzeń • Stosunkowo wysokie koszty konserwacji i eksploatacji (filtry ceramiczne są bardziej kosztowne niż filtry tkaninowe)

Aspekty ekonomiczne

Trwałość użytkowa materiału filtracyjnego jest uzależniona od budowy i zastosowania filtra [176, Schenk i in. 2009]. Aspekty ekonomiczne związane z filtrami ceramicznymi przedstawiono w Tabeli 3.251.

Tabela 3.251: Aspekty ekonomiczne związane z filtrami ceramicznymi

Rodzaj kosztów	Koszty
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	30.000–55.000
Koszty materiałów filtracyjnych (za 1.000 Nm ³ /h)	BI
Koszty eksploatacyjne (per 1 000 Nm ³ /h)	około 1.000 EUR
Koszty przerobu odpadów (za t)	75 EUR (stałe, inne niż niebezpieczne) około 250 EUR (niebezpieczne)
Robocizna (h/tydzień)	BI
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ gazu, materiał filtracyjny, ciśnienie powierzchniowe
Korzyści	Oszczędności na kosztach surowców, gdy możliwe jest ponowne użycie/recykling; na przykład w przemyśle szklarskim
NB: BI = brak informacji. Źródło: [176, Schenk i in. 2009].	

Kosztorysy zakładają konwencjonalną konstrukcję w typowych warunkach eksploatacji i nie obejmują wyposażenia pomocniczego, takiego jak wentylatory i przewody. Koszty są związane głównie z prędkością wolumetrycznego przepływu i obciążeniem zanieczyszczeniami strumienia gazów odlotowych. Generalnie, niewielkie urządzenie kontrolujące niskie obciążenie zanieczyszczeniami nie będzie tak opłacalne, jak duże urządzenie obsługujące wysokie obciążenia zanieczyszczeniami.

Zanieczyszczenia wymagające wyjątkowo wysokiego poziomu kontroli lub takie, które wymagają wykonania worków filtra tkaninowego lub samego urządzenia ze specjalnych materiałów, spowodują zwiększenie kosztów instalacji.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynniki mające wpływ na wdrażanie obejmują wymagania prawne i oszczędności na surowcach.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko wykorzystywana w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, takich jak przemysł spożywczy, produkcji napojów i mleczarski, sektor przerobu odpadów, przemysł metalowy, spalanie odpadów, duże spalarnie, produkcja ceramiki i przemysł szklarski.

Bibliografia

[9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [56, US EPA 2003] [57, US EPA 2003] [58, US EPA 2003] [117, COM 2007] [154, Startin 2008] [176, Schenk i in. 2009] [223, Pall Corporation 2009] [239, Hage 2009]

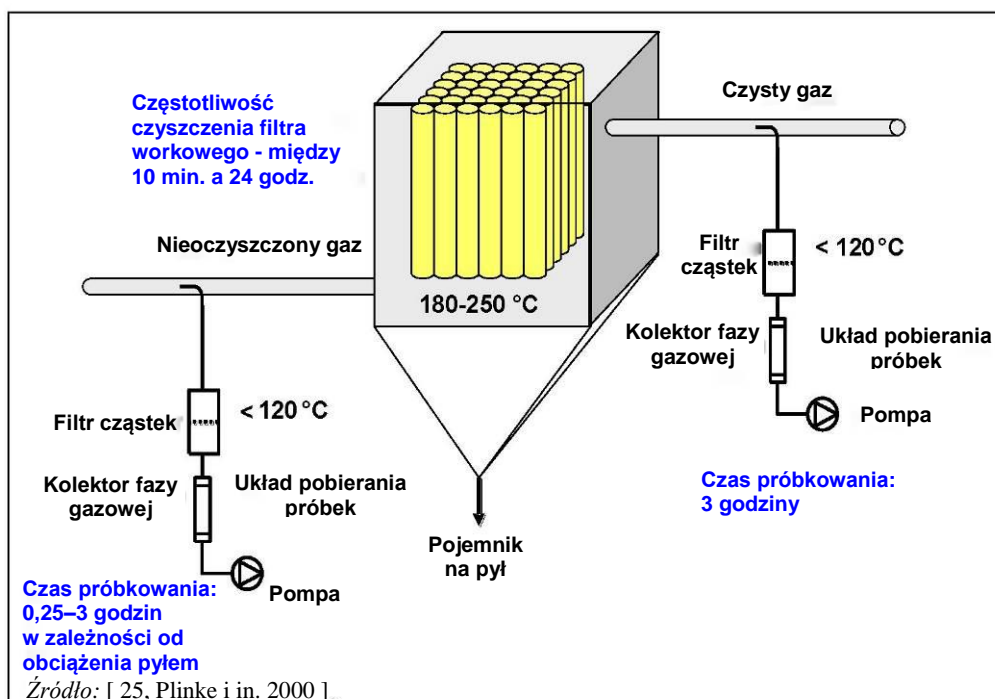
3.5.1.4.8 Filtracja katalityczna

Opis

Filtracja katalityczna polega na eliminacji związków gazowych, której towarzyszy oddzielenie cząstek stałych. Proces jest porównywalny do działania filtrów tkaninowych i ceramicznych (patrz sekcja 3.5.1.4.7). Różnica polega na zastosowanych materiałach filtracyjnych - filtr katalityczny zawiera katalizator (normalnie katalizator na bazie tytanu/wanadu), który niszczy zanieczyszczenia poprzez katalityczną reakcję gazu (np. utlenianie dioksyn i furanów lub redukcja NO_x przy wtryskiwaniu amoniaku lub mocznika). Katalizator jest również skuteczny przy utlenianiu LZO, gdy temperatura pracy jest wystarczająco wysoka ($> 220^\circ\text{C}$) [154, Startin 2008]. Oddzielony pył jest usuwany i poddawany recyklingowi/ponownie wykorzystywany lub likwidowany osobno.

Filtr katalityczny może zawierać membranę z ekspandowanego politetrafluoroetyleny (ePTFE), laminowaną do katalitycznego podłoża filcowego. Może on również być wykonany ze sztywnych ceramicznych wkładów filtracyjnych o niskiej gęstości (zwanymi również świecami) zawierających zintegrowany katalizator [154, Startin 2008].

Katalizator jest wprowadzany w podłoże filcowe. Filtr katalityczny jest instalowany jako moduł w filtrze workowym, pokazany na Rysunku 3.97, w taki sposób, aby można go było łatwo zamontować w istniejącej instalacji.



Rysunek 3.97: Katalityczny filtr workowy, zawierający układ do pobierania próbek

W przypadku połączenia z systemami neutralizacji (wtryskiwanie np. wodorowęglanu sodu lub wapna powyżej filtra katalitycznego) i adsorpcji (poniżej filtrów ceramicznych i katalitycznych), filtracja katalityczna może być stosowana do usuwania zanieczyszczeń kwasowych (np. HCl, SO₂, HF) i metali ciężkich, niezależnie od pyłów, NO_x oraz dioksyn i furanów (patrz sekcja 5.2.2).

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy efektywności redukcji i emisji związane z filtracją katalityczną podano w Tabeli 3.252.

Tabela 3.252: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtracją katalityczną

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Poziom emisji (1)	Uwagi
Pył (wielkość PM nieokreślona)	BI	< 1 mg/Nm ³ (2)	Typowy
	> 99 (3)	BI	Oczyszczanie gazów odlotowych z pieca do spalania/utleniacza
NO _x	BI	BI	–
LZO	BI	BI	–
PCDD/PCDF (TEQ)	> 99 (2, 4)	< 0,004–0,040 ng/Nm ³ (2)	Piece do spalania odpadów/utleniacze
	NI	< 0,075 ng/Nm ³ (2)	–

(1) Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnięte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji silnie zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością [176, Schenk i in. 2009].

(2) Informacja od producenta.

(3) Wyniki z instalacji pilotażowej pełnej skali [154, Startin 2008].

(4) Obserwowane do 99,8 %.

NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Oddzielony pył ewentualnie wymieszany z materiałem pochłaniającym gaz kwaśny stanowi jedyną pozostałość wymagającą utylizacji. Przefiltrowany pył zawiera do 90 % mniej dioksyn i furanów, niż gdy używany jest węgiel aktywny. Pył jest normalnie klasyfikowany jako odpad inny niż niebezpieczny.

Główne media i materiały eksploatacyjne wyszczególniono w Tabeli 3.253.

Tabela 3.253: Materiały eksploatacyjne związane z filtracją katalityczną

Materiał eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Materiał filtracyjny	BI	Trwałość użytkowa filtra i katalizatora około 5 lat lub nawet dłużej
Katalizator	BI	
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	BI	–
Spadek ciśnienia (kPa)	BI	–

NB: BI = brak informacji.

Dane eksploatacyjne

Monitoring [19, HMIP 1994]

Wydajność i stan konserwacji wymagają dokładnego monitorowania. Emisję masową niezbędną do oceny wydajności filtra można określić monitorując stężenie cząstek stałych w strumieniu oczyszczonych gazów odlotowych przy użyciu izokinetycznej sondy próbkującej lub przyrządu pomiarowego działającego na przykład w oparciu o promieniowanie UV/widoczną nieprzezroczystość, promieniowanie beta lub zderzanie cząstek. Działanie katalizatora można monitorować testując pojedynczy filtr usunięty z filtra workowego. Jeżeli istnieją powody, aby

podejrzewać osłabienie działania katalitycznego, można przeprowadzić monitoring dioksyn i furanów poprzez pobranie próbek w stosie.

Temperatura i spadek ciśnienia na filtrze workowym wymagają stałego monitorowania. Ten drugi parametr służy do wskazania, czy zachodzi konieczność rozpoczęcia cyklu czyszczenia. Filtry workowe wymagają regularnych kontroli w celu rozpoznania wszelkich przypadków pogorszenia stanu obudowy lub samych filtrów. Należy zatem zapewnić dostęp do filtra.

Zastosowanie

Filtracja katalityczna jest stosowana do oddzielania cząstek stałych i eliminacji niebezpiecznych zanieczyszczeń z fazy gazowej. Głównymi zanieczyszczeniami, w przypadku których stosowana jest ta technika, są dioksyny i furany (PCDD/PCDF). Jakkolwiek, może ona również służyć do usuwania innych zanieczyszczeń, takich jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane benzeny, polichlorowane bifenyle (PCB), LZO i chlorowane fenole.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.254.

Tabela 3.254: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtracją katalityczną

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Zalecany zakres ciągłej temperatury pracy	160–260 °C ⁽¹⁾ jeżeli materiałem filtracyjnym jest tkanina. Do 450 °C, jeżeli stosowany jest ceramiczny materiał filtracyjny
Zawartość amoniaku	< 200 ppm
Zawartość tlenków siarki	< 50 ppm
Wilgotność	5–35 %
Szybkość filtracji	48–84 m/h
Krytyczne substancje	Dezaktywacja katalizatora, np. przez arsen, potas, wapń, siarkę
⁽¹⁾ Górna granica zakresu temperatur jest wyznaczona przez maksymalną ciągłą temperaturę pracy materiału filtracyjnego (260 °C). Zalecana maksymalna temperatura pracy wynosi 250 °C dla uniknięcia przekroczeń temperatury. Dolna granica zakresu temperatur jest wyznaczona przez temperaturę, przy której dioksyny i furany są odpowiednio rozkładane. Skuteczne próby zostały przeprowadzone nawet przy tak niskich temperaturach, jak 155 °C.	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.255.

Tabela 3.255: Zalety i wady związane z filtracją katalityczną

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Likwidacja niebezpiecznych związków gazowych bez zanieczyszczonych pozostałości Ograniczenie całkowitej emisji niebezpiecznych zanieczyszczeń do środowiska Łatwość wyposażenia Brak dodatkowych kosztów eksploatacyjnych i konserwacji Brak dodatkowych odpadów stałych do utylizacji Brak zmian w standardowych procedurach operacyjnych Koszt porównywalny ze stosowaniem sproszkowanego węgla aktywnego 	<ul style="list-style-type: none"> Ograniczenie do maksymalnej ciągłej temperatury pracy 260 °C, jeżeli materiałem filtracyjnym jest tkanina, oraz do około 450 °C, jeżeli stosowany jest ceramiczny materiał filtracyjny Chociaż filtr usuwa substancje organiczne w ogólności, a dioksyny i furany w szczególności przy wszystkich temperaturach, zalecana jest minimalna ciągła temperatura pracy wynosząca około 155 °C dla zapewnienia odpowiedniego rozkładu dioksyn i furanów. Przy niższych wartościach temperatury substancje te są adsorbowane przez katalizator

Aspekty ekonomiczne

Niektóre elementy kosztów można znaleźć w Sekcji 5.2.2.

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynniki mające wpływ na wdrażanie obejmują:

- redukcję kosztów usuwania i zwiększania wydajności usuwania zanieczyszczeń;
- wypełnianie środowiskowych wymogów prawnych.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana do spalania odpadów i obróbki metali.

Bibliografia

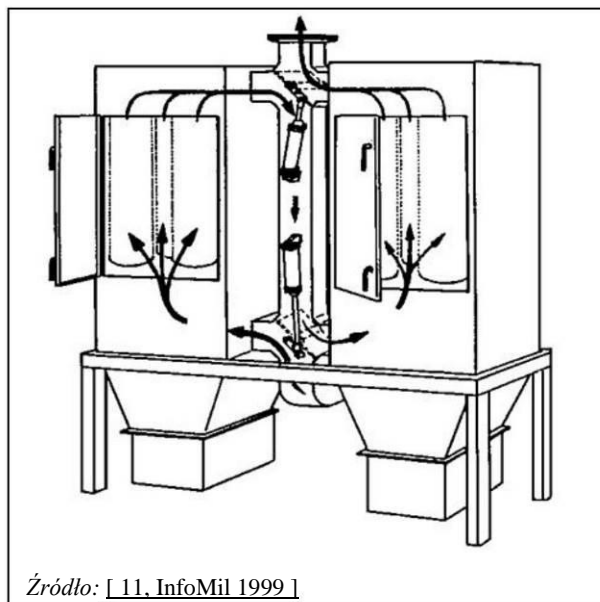
[19, HMIP 1994] [25, Plinke i in. 2000] [154, Startin 2008]

3.5.1.4.9 Dwustopniowy filtr pyłowy

Opis

Dwustopniowy filtr pyłowy zawiera cienką siatkę metalową jako element filtrujący. Na pierwszym stopniu filtracji odkłada się placek filtracyjny, zaś rzeczywisty proces filtracji zachodzi na drugim stopniu. W zależności od spadku ciśnienia na filtrze, drugi stopień jest czyszczony i system przechodzi od jednego stopnia do drugiego (pierwszy stopień staje się drugim i odwrotnie). Mechanizm usuwania odfiltrowanego pyłu jest zintegrowany w systemie. Pył opada na dno komory, skąd należy go usunąć. Przykład przedstawiono na Rysunku 3.98.

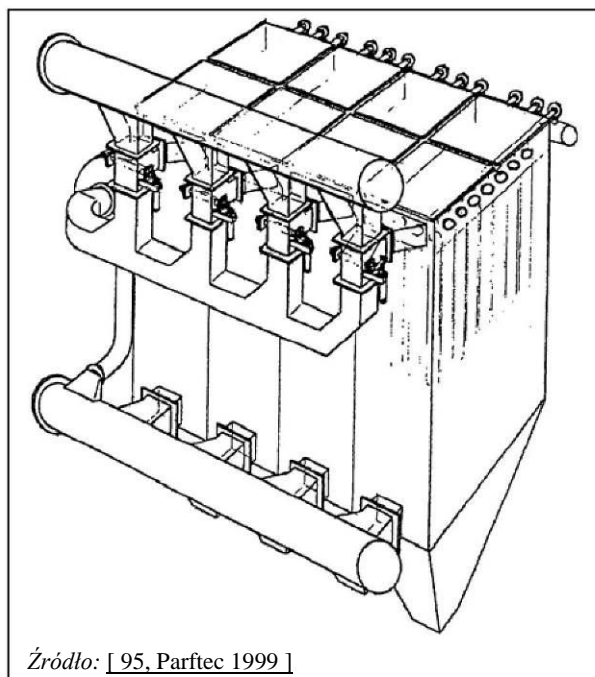
Ponieważ cienka siatka metalowa charakteryzuje się większą pojemnością niż filtr tkaninowy, wymagana jest mniejsza powierzchnia filtracji (tj. mniej materiału filtracyjnego). Jednak ze względu na system dwustopniowy ta zaleta jest zwykle pomijana.



Rysunek 3.98: Dwustopniowy filtr pyłowy

Specjalny wariant stanowi metalowy filtr siatkowy z procesem ponownego zbrylania, który został przedstawiony na Rysunku 3.99. Filtr ten został skonstruowany z myślą o rozwiązaniu kwestii strat na wydajności filtracji po czyszczeniu poprzez przywrócenie bazowego placka filtracyjnego przed wprowadzeniem oczyszczonego składnika z powrotem do strumienia gazu. W normalnych warunkach pracy, filtr pracuje korzystając tylko z niektórych komór filtracyjnych, podczas gdy inne pozostają w gotowości (w przykładzie pracują trzy komory, podczas gdy czwarta jest w gotowości). Filtr kontynuuje pracę w tym trybie do czasu zasygnalizowania cyklu czyszczenia. Następnie dołączają wcześniej wyczyszczone i pozostające w gotowości komory z przywróconym plackiem filtracyjnym. Komora wymagająca czyszczenia zostaje odłączona i izolowana dla potrzeb czyszczenia impulsowego, zaś pył zbiera się w pojemniku poniżej.

Po zakończeniu procesu czyszczenia obciążony pyłem gaz jest wprowadzany w obieg do ostatnio wyczyszczonego filtra bez wypuszczania przez wylot. Ten tryb pozwala na przywrócenie pełnego placka filtracyjnego na wyczyszczonym filtrze, podczas gdy pozostałe komory służą jako filtry pomocnicze do kontroli szczelności. Po przywróceniu placka filtracyjnego komora przechodzi w tryb gotowości, aby zastąpić kolejne komory wymagające czyszczenia.



Źródło: [95, Parftec 1999]

Rysunek 3.99: Metalowy filtr siatkowy z procesem ponownego zbrylania

Systemy o wysokim stopniu ryzyka wybuchu lub pożaru powinny być wyposażone w stosowne zabezpieczenia, np. klapy przeciwybuchowe lub instalacje tryskaczowe.

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Poziomy emisji związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi podano w Tabeli 3.256.

Tabela 3.256: Poziomy emisji związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi

Zanieczyszczenie	Poziomy emisji ⁽¹⁾ (mg/Nm ³)
Pył (wielkość PM nieidentyfikowana)	1–20
⁽¹⁾ Podawane poziomy emisji wskazują w przybliżeniu wartości osiągnęte przez niektóre obiekty przemysłowe w normalnych warunkach pracy; ponieważ poziomy emisji w znacznym stopniu zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacyjnych, wskazane wartości należy stosować w pozwoleniach z najwyższą ostrożnością. Źródło: [176, Schenk i in. 2009].	

Poziomy emisji dwustopniowego filtra pyłowego z cienką siatką metalową jako materiałem filtracyjnym jest praktycznie niezależny od obciążenia na wlocie.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi wyszczególniono w Tabeli 3.257.

Tabela 3.257: Materiały eksploatacyjne związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi

Material eksploatacyjny	Ilość	Uwagi
Material filtracyjny (metalowa siatka lub sito)	BI	–
Sprężone powietrze (0,3–0,7 MPa)	BI	Czyszczenie filtra
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	1,5	–
Spadek ciśnienia (kPa)	0,5–2,5	–
NB: BI = brak informacji. Źródło: [11, InfoMil 1999].		

Oddzielony pył stanowi jedyną pozostałość. Jego ilość zależy od zawartości pyłu w doprowadzanym gazie. W zależności od źródła, oddzielony pył może być zanieczyszczony, np. pył pochodzący ze spalania może zawierać dioksyny i/lub metale ciężkie oraz ich tlenki. Ten rodzaj pyłu można zakwalifikować jako odpad niebezpieczny, wymagający odpowiedniego sposobu utylizacji.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja

Najważniejsze parametry projektowe stanowią przepływ doprowadzanego gazu i szybkość przejścia przez material filtracyjny i filtry. Ponieważ ten material filtracyjny można stosować przy większych obciążeniach niż tradycyjny filtr tkaninowy, wymagana jest mniejsza powierzchnia filtracji, co może zapewnić oszczędność przestrzeni. Jednak ze względu na system dwustopniowy ta zaleta jest zwykle pomijana. Twierdzi się, że dodatkowa przestrzeń w systemie dwustopniowym jest całkowicie równoważona przez większe obciążenie filtra.

Monitoring [19, HMIP 1994]

Wydajność i stan konserwacji wymagają dokładnego monitorowania. Wydajność dwustopniowego filtra pyłowego można określić monitorując stężenie cząstek stałych w strumieniu oczyszczonych gazów odlotowych przy użyciu izokinetycznej sondy próbkującej lub przyrządu pomiarowego działającego na przykład w oparciu o promieniowanie UV/widoczną nieprzezroczystość, promieniowanie beta lub zderzanie cząstek.

Temperatura i spadek ciśnienia na filtrze tkaninowym wymagają stałego monitorowania. Ten drugi parametr służy do wskazania, kiedy należy rozpocząć cykl czyszczenia. Filtry tkaninowe wymagają regularnych kontroli w celu rozpoznania wszelkich przypadków pogorszenia stanu materialu filtracyjnego i obudowy. Należy zatem zapewnić dostęp do filtra.

Zastosowanie

Dwustopniowy filtr pyłowy jest używany głównie do usuwania cząstek stałych. W połączeniu z systemami wtryskowymi (włączając adsorpcję, wtrysk półsuchego wapna), filtr ten można również stosować do usuwania określonych zanieczyszczeń gazowych.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.258.

Tabela 3.258: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	Do 75.000 na moduł ⁽¹⁾
Temperatura (°C)	Do około 500
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽¹⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	~ 25 ⁽²⁾
Zawartość pyłu (g/Nm ³)	Brak ograniczeń
⁽¹⁾ [11, InfoMil 1999].	
⁽²⁾ [176, Schenk i in. 2009].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.259.

Tabela 3.259: Zalety i wady związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Wysoka efektywność redukcji dla pyłu • Możliwość odzysku materiału • Wywiewane powietrze do ponownego wykorzystania jako powietrze wlotowe • Modułowa struktura • Materiał filtracyjny rzadko wymaga wymiany; konstrukcja tylko ze stali • Obciążenie filtra wyższe niż dla filtra tkaninowego lub kompaktowego • Przeznaczone również dla pyłów wilgotnych, lepkich, włóknistych i statycznych • Odporność na wysokie temperatury (odporne na uszkodzenie przez ogień) • Zapewnia możliwość odzysku ciepła (podczas pracy w wyższych temperaturach) 	<ul style="list-style-type: none"> • Wyższe koszty w porównaniu do filtra tkaninowego i kompaktowego w przypadku stosowania w temperaturze otoczenia • Częste przechodzenie od jednej do drugiej komory (przy normalnym filtrze dwustopniowym) • Konieczność sterowania zaworem w zapyłonym środowisku • Istnieje ryzyko eksplozji

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi przedstawiono w Tabeli 3.260.

Tabela 3.260: Aspekty ekonomiczne związane z dwustopniowymi filtrami pyłowymi

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	40.000 EUR	–
Koszty eksploatacyjne: Robocizna (h/tydzień) Media (kWh/1.000 Nm ³ /h)	~ 2 ~ 1,5	–
Przerób odpadów (EUR/t)	150–250	Dla odpadów toksycznych
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ gazu, spadek ciśnienia, przerób odpadów	
Korzyści	Oszczędności na kosztach surowców, gdy możliwe jest ponowne użycie/recykling	
NB: BI = brak informacji. Źródło: [176, Schenk i in. 2009].		

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynniki mające wpływ na wdrażanie obejmują wymagania prawne i oszczędności na surowcach.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest szeroko wykorzystywana w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, takich jak przerób odpadów czy rafinerie.

Bibliografia

[11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [95, Parftec 1999] [176, Schenk i in. 2009]

3.5.1.4.10 Filtr absolutny**Opis**

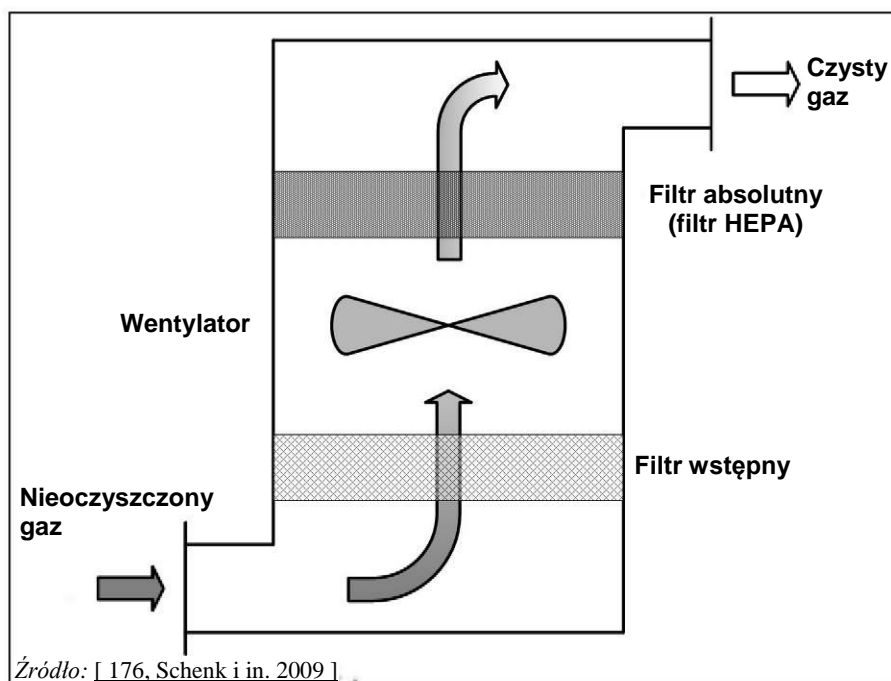
W filtrach absolutnych (np. HEPA = high-efficiency particle air filter (wysokosprawny filtr powietrza), ULPA = ultra-low penetration air filter (filtr powietrza o bardzo niskiej penetracji)), materiał filtracyjny stanowi papier lub zbite włókno szklane o dużej gęstości upakowania. Strumień gazów odlotowych jest przepuszczany przez materiał filtracyjny, na którym zbierane są cząstki stałe. Zbrylony pył odkładający się na materiale filtracyjnym może zwiększyć efektywność zbierania. Materiał filtracyjny jest fałdowany dla zapewnienia mniejszej wartości stosunku A/C (wolumetryczny przepływ powietrza do powierzchni materiału).

Najpowszechniejsze konstrukcje to moduł filtra o kształcie sześciennym i cylindrycznym. W module sześciennym fałdowany materiał filtracyjny jest umieszczony w sztywnej, kwadratowej ramie wykonanej z drewna lub metalu. Powietrze przepływa od przodu do tyłu filtra. W module cylindrycznym metalowa pokrywa szczelnie zamyka materiał filtracyjny z jednej strony. Powietrze przepływa od zewnątrz do wewnątrz filtra.

Filtr może być instalowany bezpośrednio w przewodzie lub w oddzielnej obudowie. Wymaga on filtracji wstępnej w celu usunięcia cząstek stałych o dużej średnicy, stąd generalnie systemy filtrów absolutnych stanowią końcowy element instalacji usuwania cząstek stałych. Jest to szczególnie ważne, gdy celem jest filtrowanie ultra drobnych cząstek lub specjalnych nanocząstek pochodzących na przykład z procesów produkcji nanomateriałów.

Liczbę komórek filtracyjnych zastosowanych w danym systemie określa stosunek A/C, którego dobór jest oparty na charakterystyce obciążenia cząstkami stałymi i spadkiem ciśnienia na materiale filtracyjnym. Praktyczne stosowanie filtrów zawierających włókniste materiały filtracyjne wymaga wykorzystania dużych powierzchni tych materiałów celem zminimalizowania spadku ciśnienia na filtrze. Papier i włóknina zastosowane jako materiały filtracyjne charakteryzują się większym spadkiem ciśnienia na filtrze niż tkanina używana w filtrach tkaninowych. Z tego względu, filtry absolutne są stosowane przede wszystkim przy niższych prędkościach przepływu powietrza i mniejszych obciążeniach cząstkami stałymi, niż konstrukcje filtrów workowych. Gdy prędkość przepływu powietrza przez system filtracyjny spadnie do niedopuszczalnego poziomu, filtr należy wymienić. Generalnie, filtry te nie są czyszczone, ponieważ takie działanie może spowodować przeciekanie materiału filtracyjnego.

Schemat filtra absolutnego pokazano na Rysunku 3.100.



Rysunek 3.100: Filtr absolutny

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Filtry absolutne są stosowane do usuwania cząstek pyłu o wielkości $PM_{0.12-0.3}$, nanocząstek (średnica między $0,1 \mu m$ a $0,001 \mu m$) oraz cząstek toksycznych lub niebezpiecznych, jak większość metali ciężkich. Filtry absolutne są często używane do filtracji powietrza wewnętrznego w miejscach, gdzie wymagana jest dobra jakość powietrza.

Wartości efektywności redukcji i poziomu emisji związane z filtrami absolutnymi podano w Tabeli 3.261.

Tabela 3.261: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z filtrami absolutnymi

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziom emisji (mg/Nm ³)
PM	> 99,999 ⁽²⁾	> 0,000 1 ⁽³⁾
PM0.01	> 99,99 ^(2,4)	BI
PM0.1	> 99,999 9 ⁽⁴⁾ > 99,999 ⁽²⁾	BI
PM>0.3	> 99,97 ⁽²⁾	BI
PM>0.12	> 99,999 5 ⁽⁵⁾	BI

⁽¹⁾ Zależnie od konkretnej konfiguracji i warunków eksploatacyjnych [176, Schenk i in. 2009].
⁽²⁾ [176, Schenk i in. 2009].
⁽³⁾ [9, BASF 1999].
⁽⁴⁾ [42, US EPA 2003].
⁽⁵⁾ Używając wariantu filtra ULPA [176, Schenk i in. 2009].
NB: BI = brak informacji.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z filtrami absolutnymi wyszczególniono w Tabeli 3.262.

Tabela 3.262: Materiały eksploatacyjne związane z filtrami absolutnymi

Materiał eksploatacyjny	Ilość
Materiał filtracyjny (np. papier, włókno szklane)	BI
Energia (kWh/1.000 Nm ³)	< 0,1
Spadek ciśnienia (kPa)	0,05–0,25

NB: BI = brak informacji.
Źródło: [11, InfoMil 1999].

Obciążone wkłady filtracyjne należy utylizować jako odpady. Każdy moduł może wchłonąć około jednego kg pyłu.

Dane eksploatacyjne

Projekt i konserwacja

Filtry absolutne stanowią ostatni etap filtracji przy usuwaniu pyłu. Przed filtrem absolutnym, cząstki grube są usuwane z wykorzystaniem innego systemu, np. filtra ESP (patrz Sekcja 3.5.1.4.4) lub filtra tkaninowego (patrz Sekcja 3.5.1.4.7). Parametrami, które określają konstrukcję w aspekcie mechanicznym oraz obudowę filtrów absolutnych, są temperatura i ciśnienie. W przypadku najpowszechniejszych konstrukcji, moduły filtracyjne mają kształt sześcienny albo cylindryczny. Filtr jest fałdowany w celu zwiększenia powierzchni.

Monitoring [19, HMIP 1994]

Wydajność i stan konserwacji wymagają dokładnego monitorowania. Emisję masową niezbędną do oceny wydajności filtra absolutnego można określić monitorując stężenie cząstek stałych w strumieniu oczyszczonych gazów odlotowych przy użyciu izokinetycznej sondy próbkującej lub przyrządu pomiarowego działającego na przykład w oparciu o promieniowanie UV/widoczną nieprzezroczystość, promieniowanie beta lub zderzanie cząstek.

Temperatura i spadek ciśnienia na filtrze tkaninowym wymagają stałego monitorowania. Gdy spadek ciśnienia osiągnie punkt, który uniemożliwi prawidłowy przepływ powietrza, filtr należy wymienić na nowy, a stary zutylizować.

Zastosowanie

Filtry absolutne są zwykle stosowane w przypadku submikronowych cząstek stałych o wielkości PM_{0.12-0.3}, a także niebezpiecznych zanieczyszczeń powietrza występujących w postaci pyłów, takich jak większość metali ciężkich (za wyjątkiem rtęci). Niektóre filtry absolutne mogą usuwać nawet nanocząstki (średnice między 0,1 μm a 0,001 μm).

Filtry absolutne znajdują najlepsze zastosowanie w sytuacjach, gdzie wymagana jest wysoka efektywność zbierania submikronowych cząstek stałych oraz tam, gdzie toksyczne i/lub niebezpieczne cząstki stałe nie mogą zostać usunięte przez inne filtry, np. materiał chemiczny i biologiczny. Instaluje się je jako końcowy element w systemie poboru, poniżej innych urządzeń, takich jak filtry ESP czy filtry workowe.

Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.263.

Tabela 3.263: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami absolutnymi

Parametr	Ograniczenia/zastrzeżenia
Przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	100–360 na moduł ^(1,2)
Temperatura (°C)	< 200 ^(1,2) (komercyjne filtry HEPA) < 530 ^(1,2) (wypełnienie ceramiczne lub szklane) Powyżej punktu rosy gazów odlotowych
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽¹⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	BI
Zawartość pyłu (g/Nm ³)	1–30 ^(1,2) < 2 ⁽³⁾
Wilgotność względna (%)	< 95 ^(1,2)
⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ [42, US EPA 2003]. ⁽³⁾ [9, BASF 1999]. NB: BI = brak informacji.	

Filtry absolutne wymagają filtracji wstępnej do usuwania dużych cząstek stałych (na przykład cyklonów lub płuczek Venturiego dla potrzeb redukcji dużych cząstek stałych, lub standardowego filtra workowego lub filtrów z wkładem filtrującym do odfiltrowania cząstek stałych > PM_{2,5}).

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.264.

Tabela 3.264: Zalety i wady związane z filtrami absolutnymi

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Możliwość usuwania submikroskopowych cząstek drobnego pyłu Bardzo wysoka efektywność redukcji przy bardzo niskiej emisji resztkowej Powietrze wylotowe jest bardzo czyste i może być zwracane do ponownego użycia w obrębie zakładu Modułowa konstrukcja Brak wrażliwości na niewielkie zmiany w strumieniu gazów odlotowych Stosunkowo prosta obsługa W normalnych warunkach brak wrażliwości na problem korozji 	<ul style="list-style-type: none"> Należy uważać na zagrożenia związane z wybuchem Wymagany jest duży zakres konserwacji i częste wymiany filtrów Nieodpowiednie do usuwania mokrego pyłu Nieodpowiednie przy dużych obciążeniach pyłem (chyba, że zapewniona jest filtracja wstępna) Materiał włókna szklanego jest nieodpowiedni dla gazów odlotowych zawierających alkalia

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z filtrami absolutnymi przedstawiono w Tabeli 3.265.

Tabela 3.265: Aspekty ekonomiczne związane z filtrami absolutnymi

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (za 1.000 Nm ³ /h)	2.400–3.200 EUR ⁽¹⁾	–
Roczne koszty eksploatacyjne	(2.500 + 60 × przepływ/1.000) EUR ⁽²⁾	Właściwe dla zastosowania
Robocizna	Około 2 godziny na tydzień	–
Materiały eksploatacyjne rocznie (za 1.000 Nm ³ /h)	100–190 EUR ⁽¹⁾	–
Parametry decydujące o kosztach	Przepływ gazu, materiał filtracyjny	
Korzyści	Brak	
⁽¹⁾ [176, Schenk i in. 2009]. ⁽²⁾ [11, InfoMil 1999]. NB: BI = brak informacji.		

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynniki mające wpływ na wdrażanie obejmują wymagania prawne i oszczędności na surowcach.

Przykładowe instalacje

Podaje się, że technika ta jest wykorzystywana w przemyśle chemicznym, a także w innych branżach, takich jak przemysł farmaceutyczny i biochemiczny, przemysł spożywczy, przemysł fotograficzny, sektor elektroniczny i przemysł jądrowy.

Bibliografia

[9, BASF 1999] [11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [42, US EPA 2003] [176, Schenk i in. 2009]

3.5.1.4.11 Wysokowydajny filtr powietrza (HEAF)**Opis**

Filtr HEAF to filtr płaski, w którym aerozole łączą się w krople. Krople o dużej lepkości pozostają na tkaninie filtra i w końcu mogą spowodować jego zatkanie. Po osiągnięciu zadanej wartości różnicy ciśnień tkaninę filtracyjną należy wymienić na nową, czystą filtr, który można będzie wymieniać w trakcie pracy, ponieważ materiał jest nawinięty na rolkę. Oczyszczone gazy odlotowe opuszczają urządzenie do oczyszczania powietrza przez filtr mgły (patrz Sekcja 3.5.1.4.12), który oddziela zawartą w nich warstewkę lepkich kropli.

Dodatkowo, separator kropelkowy działa w przypadku kropli o niewielkiej lepkości. Pomocniczy separator kropelkowy może być typu lamelarnego (separator inercyjny) lub może to być filtr mgły (patrz sekcja 3.5.1.4.12).

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Wartości efektywności redukcji związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza podano w Tabeli 3.266.

Tabela 3.266: Efektywność redukcji związana z wysokowydajnymi filtrami powietrza

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)
Krople	99
Aerozole	99
Źródło: [11, InfoMil 1999].	

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza wyszczególniono w Tabeli 3.267.

Tabela 3.267: Materiały eksploatacyjne związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza

Material eksploatacyjny	Ilość
Material filtracyjny	BI
Energia (kWh/1 000 Nm ³)	< 0,1
Spadek ciśnienia (kPa)	8
NB: BI = brak informacji. Źródło: [11. InfoMil 1999].	

Pozostałość przeznaczoną do utylizacji stanowią obciążone rolki materiału filtracyjnego zawierające zanieczyszczenia oddzielone w postaci kropeł, aerozoli i pyłu. Wymagają one utylizacji jako odpady chemiczne lub niebezpieczne i zwykle są wysyłane do spalarni odpadów.

Dane eksploatacyjne

Nie przedstawiono żadnych informacji.

Zastosowanie

Filtry HEAF są zwykle stosowane do usuwania aerozoli takich, jak olej, plastyfikatory i kondensujące się LZO. Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia podano w Tabeli 3.268.

Tabela 3.268: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza

Parametr	Ograniczenia/ zastrzeżenia
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	Do 25.000
Ciśnienie	Atmosferyczne
Źródło: [11. InfoMil 1999].	

Zalety i wady wyszczególniono w Tabeli 3.269.

Tabela 3.269: Zalety i wady związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Proces ciągły Odpowiednie do usuwania kropli o dużej lepkości 	<ul style="list-style-type: none"> Wysoki spadek ciśnienia

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza przedstawiono w Tabeli 3.270.

Tabela 3.270: Aspekty ekonomiczne związane z wysokowydajnymi filtrami powietrza

Rodzaj kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (na 1.000 Nm ³ /h)	5.700–8.000 EUR	–
Koszty eksploatacyjne (na 1.000 Nm ³ /h)	Około 3.000 EUR	Około 2,5 godziny na tydzień
Źródło: [11. InfoMil 1999].		

Czynniki mające wpływ na wdrażanie

Czynniki mające wpływ na wdrażanie obejmują wymagania prawne i oszczędności na surowcach.

Przykładowe instalacje

Brak informacji.

Bibliografia

[11, InfoMil 1999]

3.5.1.4.12 Filtr mgły**Opis**

Najbardziej powszechne filtry mgły (eliminatory mgły, odmgławiacze) stanowią filtry z wkładką siatkową. Filtry tego typu zwykle zawierają tkaninę lub dzianinę z metalowego lub syntetycznego monowłókna w przypadkowym albo określonym układzie i pracują jako filtry z głębokim złożem, w których proces zachodzi na całej głębokości filtra. Stałe cząstki pyłu pozostają w filtrze do czasu jego nasycenia, gdy wymaga on wypłukania. Gdy filtr mgły jest wykorzystywany do zbierania kropli i/lub aerozoli, zwykle podlega samooczyszczaniu przez ciecz. Filtr działa poprzez uderzenie mechaniczne i jest zależny od prędkości. Separatory z przegrodą kątową są również powszechnie stosowane jako filtry mgły.

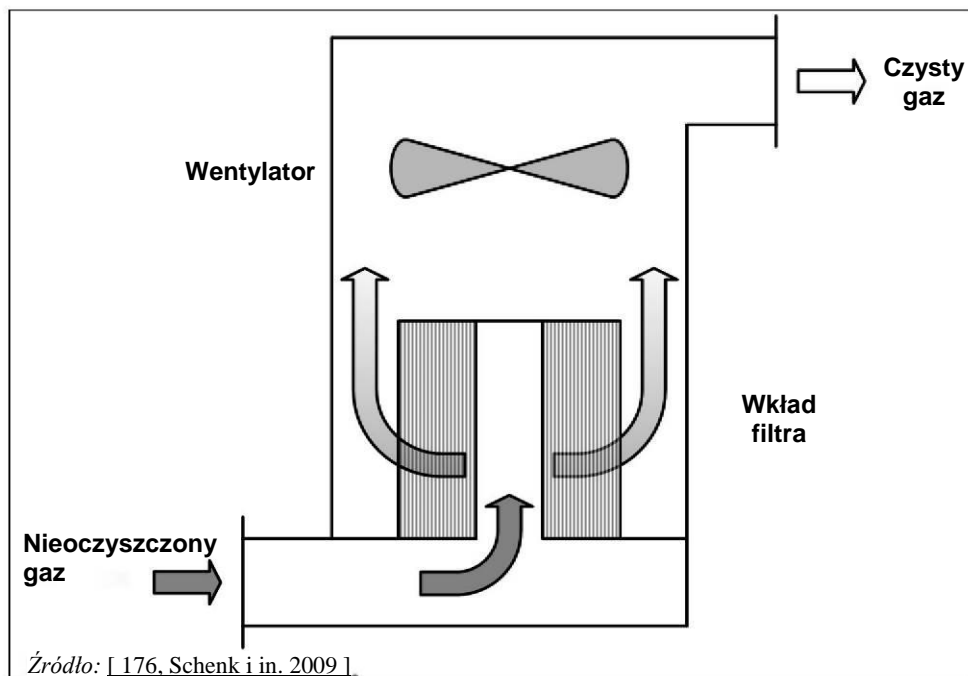
Podstawą wymiarowania filtra jest prędkość przepływu gazów odlotowych, zawartość gazu na wylocie oraz obciążenie filtra.

Filtry mgły są projektowane do usuwania cząstek o określonych wielkościach. Ze względu na możliwość zatykania wysokowydajnych wkładek siatkowych konieczne jest ich regularne płukanie. W przypadku zaniedbania tej czynności, zanieczyszczenia mogą się zestalić głęboko wewnątrz wkładek i ich późniejsze płukanie stanie się nieskuteczne.

Większość filtrów mgły posiada drzwiczki kontrolne ułatwiające procedurę czyszczenia. Przy ponownym umieszczeniu materiału filtracyjnego w pojemniku należy zachować szczególną ostrożność, zwracając uwagę na poprawny montaż i sprawdzając, czy nie ma szczelin pozostawionych między materiałem a ścianką pojemnika. Z uwagi na duży spadek ciśnienia na wkładce siatkowej szczeliny, bez względu na wielkość, mogą tworzyć obejście dla strumienia gazów odlotowych, pozwalające ominąć filtr.

Odmgławiacze często stanowią integralny element innych technik, na przykład płuczek gazowych.

Schemat typowego filtra mgły przedstawiono na Rysunku 3.101.



Rysunek 3.101: Filtr mgły

Osiągnięte korzyści środowiskowe

Wartości efektywności redukcji związane z filtrami mgły podano w Tabeli 3.271.

Tabela 3.271: Efektywność redukcji związana z filtrami mgły

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Uwagi
Pył, krople i aerozole	99	Wkłady filtracyjne z małym sitem do usuwania pyłu (1–3 pm) są bardziej efektywne względem najmniejszych kropeł, ale rośnie prawdopodobieństwo ich zatkania. Pozostała emisja zawierałaby płyn do przemywania z usuniętym pyłem i zanieczyszczony materiał filtracyjny
⁽¹⁾ Efektywność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji oraz warunków eksploatacyjnych; wskazane wydajności są oparte na średnich półgodzinnych. Źródło: [176, Schenk i in. 2009].		

Mniejsze monowłókna i ciaśniejsze odstępy we wkładkach sita są bardziej efektywne przy usuwaniu mniejszych cząstek (wielkość 1–3 pm), jednak powodują większą podatność na zatykanie i wymagają więcej uwagi i konserwacji. Najbardziej efektywna wkładka sita ma średnicę włókna i pustą przestrzeń wystarczająco dużą, aby ograniczyć prawdopodobieństwo zatkania, a także posiada możliwość funkcjonalną odprowadzenia cieczy. Taka konfiguracja wkładki sita jest zwykle skuteczna w przypadku cząstek o średnicy 5–10 pm.

Efekty przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Materiały eksploatacyjne związane z filtrami mgły przedstawiono w Tabeli 3.272.

Tabela 3.272: Materiały eksploatacyjne związane z filtrami mgły

Materiały eksploatacyjne	Ilość	Uwagi
Materiał filtra	NI	–
Płyn do mycia	NI	Do czyszczenia
Energia (kWh/1 000 Nm ³)	NI	–
Spadek ciśnienia (kPa)	2,5	Normalne
	9,0	Duże ładunki
Uwaga: NI = nie podano informacji. Źródło: [176. Schenk i wsp. 2009].		

Pozostałościami do utylizacji są płyn do mycia zawierający przefiltrowany pył i załadowany materiał filtracyjny. Płyn myjący powinien podlegać oczyszczaniu ścieków, albo utylizacji jako odpad, np. spalany. Kiedy filtr mgły jest instalowany za mokrą płuczką, ciecz myjąca jest zazwyczaj zwracana do płuczki.

Dane eksploatacyjna

Monitorowanie

Spadek ciśnienia każdego z poszczególnych etapów filtra mgły musi być monitorowany, np. za pomocą mierników Magnehelic lub Photohelic.

Stosowalność

Filtry mgły służą do usuwania mglistych zanieczyszczeń, takich jak kropelki i aerozole. Kiedy materiał filtracyjny jest czyszczony *in situ*, mają one również zastosowanie wobec cząstek stałych, które są rozpuszczalne w cieczach. Z powodu zatykania są one mniej stosowne dla stałych pyłów i tłustych oparów. Chronią sprzęt przed cząsteczkami pyłu stałego/ciekłego oraz zapobiegają zużyciu i tarcia w łożyskach i obudowach dmuchaw.

Wysokowydajne filtry mgły mogą być stosowane jako urządzenia podstawowe. Są one coraz bardziej opłacalnym rozwiązaniem w zakresie skuteczności usuwania, oszczędności wody i ekonomii w wielu procesach obejmujących mgły, takie jak kwas siarkowy, związki niklu, wodorotlenek sodu, kwas azotowy i związki chromu. Testy przeprowadzone na wielostopniowych filtrach mgły do kontroli emisji mgły dały dobre rezultaty. Przesłanką zastosowania tego rodzaju filtrów jest zebranie większości cząstek na pierwszym etapie, chroniąc w ten sposób kolejne etapy, które zostały zaprojektowane pod kątem mniejszych cząstek. Dobrym sposobem na osiągnięcie tego jest trójstopniowa lub czterostopniowa jednostka, wykorzystująca konfigurację pojedynczego włókna i pustych przestrzeni na pierwszych etapach i stopniowe zmniejszenie rozmiaru pojedynczego włókna i pustych przestrzeni dalej z etapu na etapu. Każdy stopień jest przepłukiwany świeżą wodą. Należy zastosować pojedyncze komory spustowe, aby zapobiec przedostawaniu się wody płuczającej o najwyższym stężeniu zanieczyszczeń do następnego etapu.

Jako urządzenia pomocnicze filtry mgły są szeroko stosowane jako ostatni etap mokrych płuczek, aby zapobiec przenoszeniu porwanego roztworu płuczającego do czystego gazu wprowadzanego do powietrza. Filtr mgły znajduje się w górnej części kolumny, aby zebrać kropelki, które ulegają koalescencji i opadają z powrotem do kolumny. Konstrukcja filtra mgły ma kluczowe znaczenie, jeśli ma zostać osiągnięte niskie stężenie zanieczyszczeń (wysoka sprawność sterowania) i jeśli należy zmniejszyć straty występujące rozpuszczalników w absorberach, płuczkach (patrz Dział 3.5.1.2.4) lub urządzeniach destylacyjnych (patrz Dział 3.3.2.3.4.14).

Limity i ograniczenia stosowania podano w Tabeli 3,273

Rozdział 3

Tabela 3.273: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z filtrami mgły

Kwestia	Limity/ograniczenia
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	Do maksymalnie 150 000
Temperatura (°C)	< 170
Ciśnienie (mbar)	NI
Zawartość pyłu (mg/Nm ³)	< 1
Poziom aerozoli	Kilka g/Nm ³

Uwaga: NI = nie podano informacji.
Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].

Zalety i wady podano w Tabeli 3.274

Tabela 3.274: Zalety i wady związane z filtrami mgły

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">• Układy samooczyszczające do zbierania płynów• Nadają się do filtrowania aerozoli ciekłych, również jako urządzenie podstawowe	<ul style="list-style-type: none">• W wyniku czyszczenia filtra powstaje zanieczyszczona ciecz myjąca• Możliwy duży spadek ciśnienia podczas oddzielania stałych cząstek pyłu• Ryzyko zatykania z powodu obecności cząsteczek kurzu i oparów tłuszczowych

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z filtrami mgły została podane w Tabeli 3.275

Tabela 3.275: Aspekty ekonomiczne związane z filtrami mgły

Typ kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycyjne (na 1 000 Nm ³ /h)	< 2 300 EUR	–
Koszty operacyjne	2 500 EUR + (450 x przepływ/1 000)	–
Robocizna	Okolo 2 godziny tygodniowo	–
Materiały eksploatacyjne (rocznie i na 1 000 Nm ³ /h)	250–600 EUR	Materiał filtrujący
Parametry określające koszt	Przepływ gazu, spadek ciśnienia, element filtrujący	
Korzyści	Brak	

Uwaga: NI = nie podano informacji.
Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].

Przyczyny wdrożenia

Przyczyny wdrożenia filtrów mgły to redukcja aerozoli i kropelek, ochrona sprzętu przed cząstkami pyłu stałego/płynnego oraz zapobieganie zużyciu i tarcu w łożyskach i obudowach dmuchawy.

Przykładowe zakłady

Podaje się, że technika ta jest stosowana w przemyśle chemicznym, jak również w innych sektorach, takich jak przemysł włókienniczy, spożywczy i przetwórstwo tworzyw sztucznych.

Literatura źródłowa

[176, Schenk i wsp. 2009]

3.5.1.5 Techniki odzyskiwania i usuwania związków nieorganicznych

3.5.1.5.1 Streszczenie

Techniki odzyskiwania/zmniejszania SO_x (odsiarczanie gazów spalinowych = FGD), HF i HCl obejmują:

- przemywanie na mokro (patrz Działy 3.5.1.2.4 i 3.5.1.4.5);
- wstrzyknięcie sorbentu (patrz Dział 3.5.1.5.2).

Techniki ograniczania NO_x obejmują:

- selektywną redukcją, katalityczną (SCR) lub niekatalityczną (SNCR) (patrz Dział 3.5.1.5.3);
- nieselektywną redukcję katalityczną (NSCR) (patrz Dział 3.5.1.5.4).

3.5.1.5.2 Wtrysk sorbentu

Opis

Zasada reakcji wtrysku sorbentu polega na wprowadzeniu materiału reaktywnego i jego rozproszeniu w strumieniu gazów odlotowych. Materiał ten reaguje z typami SO_x , tworząc substancję stałą, którą następnie usuwa się ze strumienia gazów odlotowych (często za pomocą filtra, np. filtra workowego).

Najczęściej używanymi sorbentami są:

- wapień i jego pochodne;
- dolomit i jego pochodne;
- wodorowęglan sodu;
- węglan sodu (soda amoniakalna).

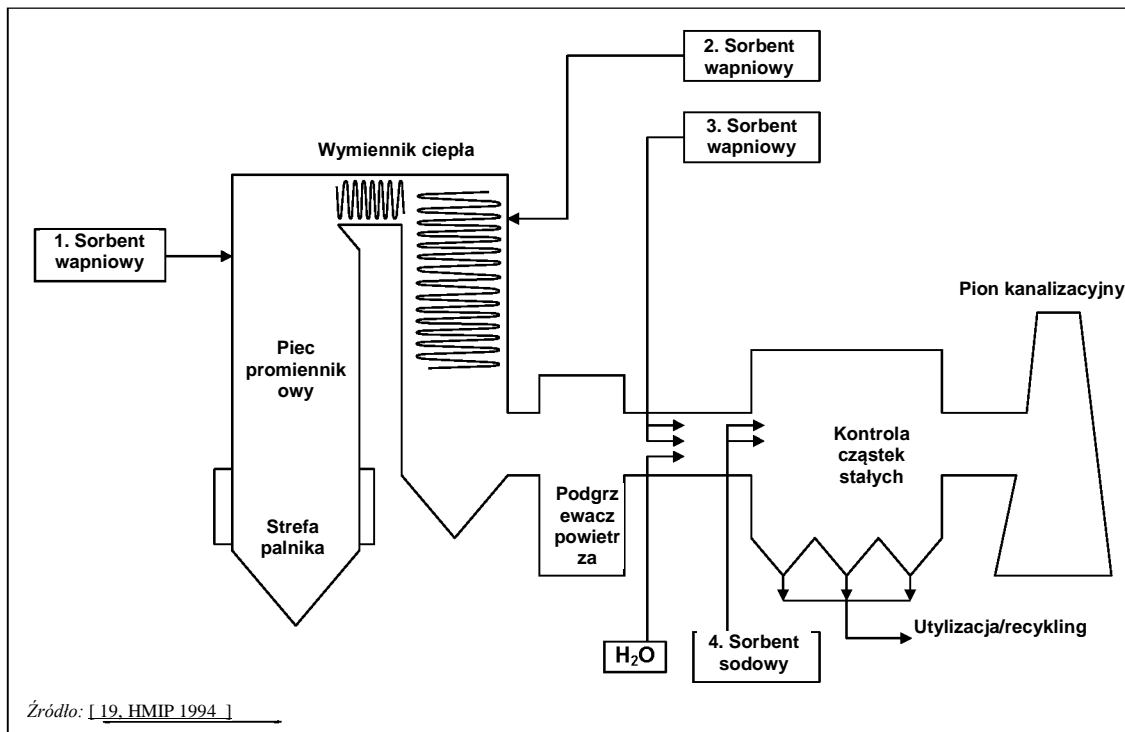
Wybór sorbentu zależy od warunków procesu (temperatura, natężenie przepływu, wilgotność, zawartość zanieczyszczeń) i jego dostępności.

Sorbenty te są również skuteczne w usuwaniu innych kwaśnych gazów, szczególnie chlorowodoru (HCl) i fluorku (HF). Jeżeli te kwaśne gazy mają zostać odzyskane, gaz odlotowy musi zostać poddany wstępnej obróbce (przemywanie wodą, patrz Dział 3.5.1.2.4).

Istnieją trzy rodzaje technik wtrysku sorbentu:

- wtrysk suchego sorbentu;
- wtrysk półsuchego (lub półmokrego) sorbentu;
- wtrysk mokrego sorbentu (patrz także Dział 3.5.1.2.4).

W przypadku **wtrysku suchego sorbentu**, drobny sproszkowany sorbent (gdy stosuje się wodorowęglan sodu, często jest on mielony na miejscu do optymalnej granulometrii) jest albo wtryskiwany do strumienia gazów odlotowych, albo dodawany do wieży reakcyjnej, przy czym ta druga metoda jest bardziej wydajna. Sorbent można wtryskiwać do strumienia gazów odlotowych w różnych pozycjach w zależności od temperatury i warunków, w których jest najbardziej reaktywny. Zilustrowano to na Rysunku 3.102.



Rysunek 3.102: Wtrysk suchego sorbentu w celu usunięcia dwutlenku siarki (pozycje wtrysku)

Powszechnie stosowane pozycje wtrysku i odpowiednie sorbenty to [19, HMIP 1994] :

- wtrysk wapienia do pieca w temperaturach od 1100°C do 1250°C;
- wtrysk wapna gaszonego do wymiennika ciepła w temperaturze około 550°C;
- wtrysk wapna gaszonego o względnie wysokiej wilgotności za piecem w temperaturze 515°C powyżej nasycenia gazów spalinowych;
- wtrysk związków na bazie sodu, np. wodorowęglanu sodu za piecem, między wymiennikiem ciepła a urządzeniem ograniczającym cząstki stałe, w zakresie temperatur od 140°C do 250°C lub, gdy pozwala na to czynnik filtracyjny, do 400°C.

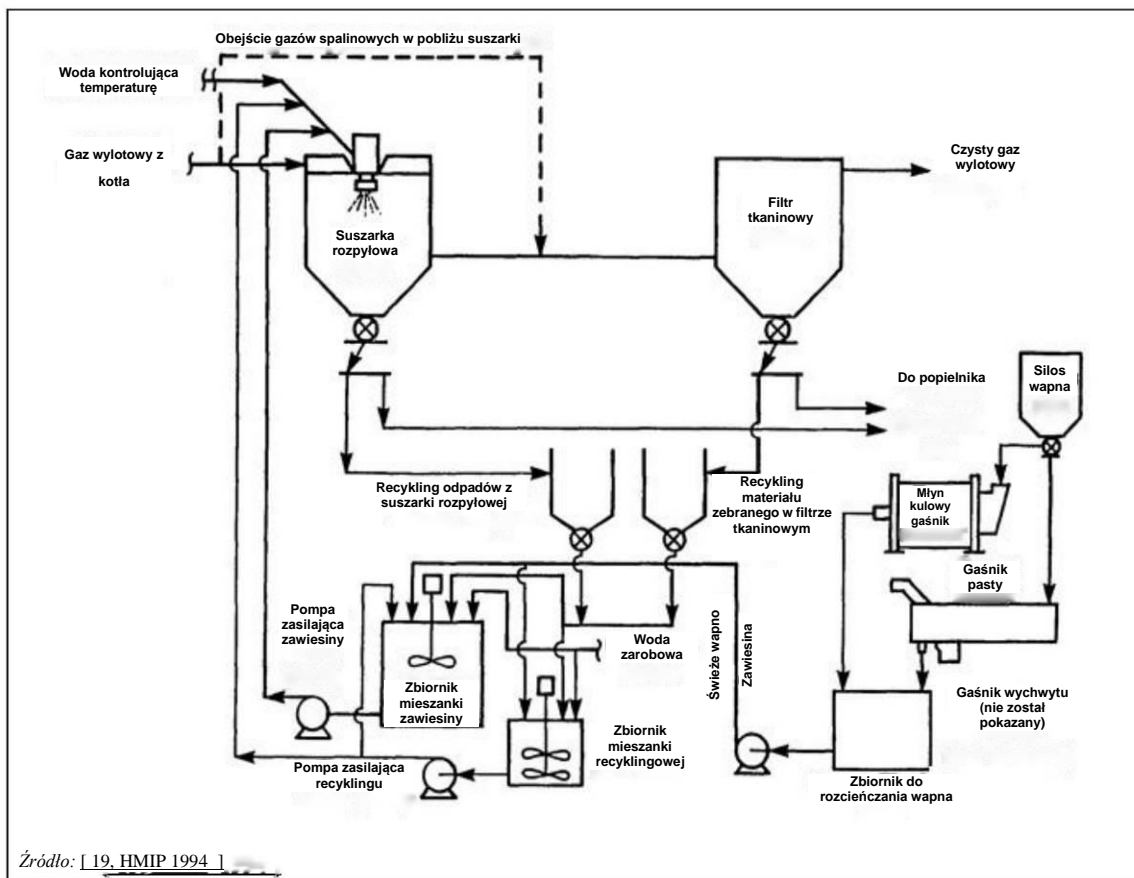
Używanie filtra workowego jest korzystne, ponieważ reakcja może być kontynuowana z nieprzereagowanym sorbentem osadzonym na środku filtrującym. Gdy stosuje się ESP (patrz Dział 3.5.1.4.4), korzystny jest wtrysk sorbentu do reaktora, aby zapewnić wystarczający czas kontaktu wynoszący kilka sekund między sorbentem a gazem odlotowym przed ESP [167, ADEME 1999].

Ze względu na jego zdolność do pracy przy stosunkowo wysokich temperaturach i na jego bardzo wysoką wydajność w odniesieniu do redukcji SO_2 , proces suchego wodorowęglanu sodu może być stosowany przed układem SCR DeNO_x , bez podgrzewania spalin przed wejściem do układu SCR. Skutkuje to oszczędnościami energii i kosztów, które mogą być znaczące.

Przy **wtrysku półsuchego sorbentu**, dodaje się go w postaci zawiesiny lub roztworu (kropelki) do komory reakcyjnej w taki sposób, że ciecz odparowuje w sposób ciągły podczas reakcji. Rezultatem jest suchy produkt, zebrany u podstawy komory lub w urządzeniu ograniczającym cząstki stałe. Technika została zilustrowana na Rysunku 3.103, z zastosowaniem filtra tkaninowego do redukcji cząstek stałych, który można zastąpić ESP.

System półsuchy składa się z:

- suszarki rozpyłowej, tj. rozpylacza i komory reakcyjnej (wieżę lub kanał, kropelki i gaz odlotowy przepływają równolegle);
- powiązanego sprzętu do zawiesiny/płynu (zawiesiny wapienne lub roztwory węglanu/wodorowęglanu sodu);
- urządzenia do zbiórki cząstek stałych;
- urządzenia do recyklingu cząstek stałych.



Rysunek 3.103: Natryskowy lub półsuchy system wtrysku sorbentu

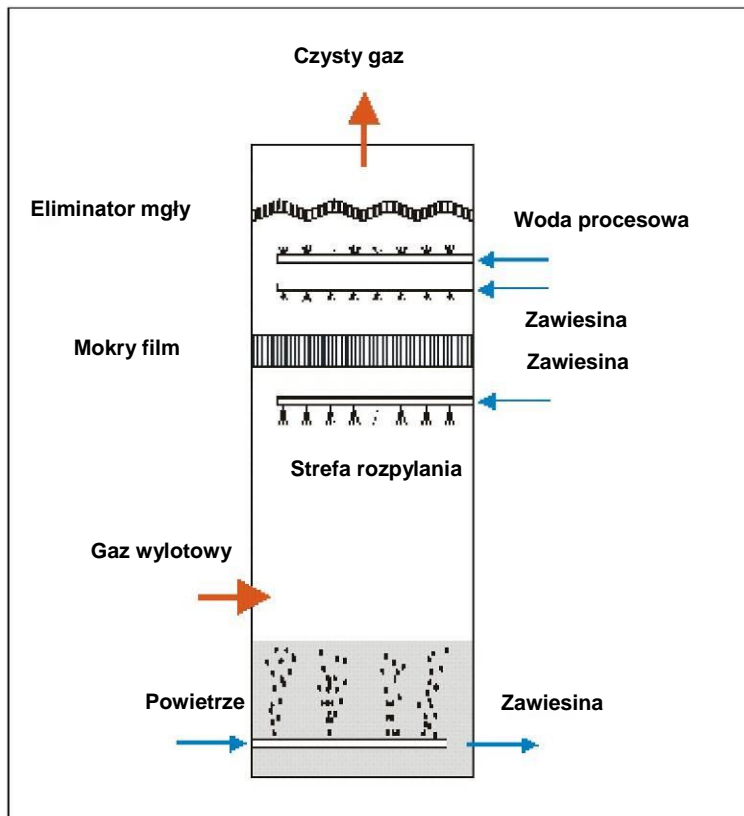
W przypadku **wtrysku mokrego sorbentu**, SO_2 jest usuwany z gazu odlotowego w absorberze przez bezpośredni kontakt z zawiesiną sorbentu alkalicznego (na przykład zawiesiną wodną drobno zmielonego wapna, zawiesiną wapna, wody morskiej), po opuszczeniu układu regulacji cząstek i przejściu przez wymiennik ciepła (patrz także Dział 3.5.1.2.4). Oczyszczony gaz odlotowy przechodzi przez eliminator mgły i jest uwalniany do atmosfery przez pion kanalizacyjny lub wieżę chłodniczą. Produkty reakcji są pobierane z absorbera i przesyłane do odwadniania i dalszego przetwarzania.

Wtrysk wapna jest jednym z najbardziej powszechnych systemów, jest nim układ opisany poniżej do celów ilustracyjnych.

Proces dzieli się na:

- absorpcję SO_2 przez ciecz płuczącą w zakresie pH 4-5,5, pierwotnym produktem jest wodorosiarczyn wapnia ($\text{Ca}(\text{HSO}_3)_2$);
- utlenianie wodorosiarczynu do siarczanu;
- krystalizację utworzonego gipsu ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$);
- oddzielenie kryształów gipsu od roztworu.

Technika została zilustrowana na Rysunku 3.104.



Rysunek 3.104: Płuczka z mlekiem wapiennym

W cyklu płuczki część w stanie stałym zasadniczo stanowi gips w stężeniu 100-120 g/l. Modemowe jednostki spalania pracują z dość bogatą mieszanką, a zawartość tlenu w gazie odlotowym często nie jest wystarczająca do przeprowadzenia utleniania wodorosiarczynem, co wymaga przedmuchiwania powietrza do miski płuczki. Jednostki zwykle są wyposażone w eliminatory mgły, aby zapobiec zanieczyszczeniu kanału czystego gazu,

Poziom odsiarczania zależy od stosunku cieczy do gazu (L/G). Poprzeczna turbulencja między cieczą a gazem może zostać zwiększona dzięki wysokim natężeniom przepływu gazu, przez co poprawie ulega transfer masy, a w konsekwencji poziom odsiarczania. Z drugiej strony charakterystyczne dla jednostek współbieżnych jest to, że wysokie szybkości gazu skracają czas przebywania, a tym samym poziom odsiarczania.

Aby zmniejszyć stężenie chlorków w cieczy płuczczącej poniżej 30 g/l, jego część zostaje oddzielona od procesu i poddawana obróbce w celu usunięcia metali ciężkich i ChZT. W celu zastąpienia spustu dodaje się świeże mleko wapienne.

Traktowany gaz odlotowy opuszcza jednostkę w stanie bardziej lub mniej nasyconym. Aby zapewnić przekroczenie punktu rosy, wymagany jest etap ponownego ogrzewania (zwykle ogrzewacz wstępny gazu regeneracyjnego) i wystarczający prąd wstępny w pionie kanalizacyjnym lub wieży chłodniczej.

Odpowiednią techniką redukcji cząstek w celu usunięcia suchego materiału zarówno z systemów suchych, jak i półsuchych jest stosowanie ESP (patrz Dział 3.5.1.4.4) lub filtrów tkaninowych (patrz Dział 3.5.1.4.7). W przypadku stosowania filtrów tkaninowych, gazy wylotowe zwykle wymagają chłodzenia, za pomocą wymiennika ciepła lub powietrza chłodzącego, aby utrzymać temperaturę poniżej 250°C (z wyjątkiem tkanin nadających się do wyższych temperatur, takich jak ceramika lub metalowy bandaż/siatka).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Temperatura, w której osiąga się maksymalną skuteczność redukcji, różni się w zależności od związku. Ponadto zanieczyszczenia gazów odlotowych mają różną reaktywność z różnymi absorbentami i pomiędzy różnymi gatunkami występują reakcje konkurencyjne, zwłaszcza jeśli stosunek

reagenta do kwaśnych gazów jest stosunkowo niski. Dlatego też różne szybkości wchłaniania zależą od określonej ilości czynnika absorpcyjnego, składu gazów odlotowych (takich jak zanieczyszczenia, wilgotność, zawartość tlenu) i temperatury reakcji. Ze względu na charakter reakcji gaz/ciało stałe szybkości absorpcji zależą w dużym stopniu od właściwej powierzchni aktywnej absorpcji, czasu przebywania i temperatury gazu w punkcie wtrysku. W celu redukcji HCl idealna średnica ziarna chłonnego wynosi $d_{90} < 35 \mu\text{m}$, podczas gdy dla redukcji SO_2 z wydajnością $> 95\%$, idealna średnica wynosi $d_{90} < 20 \mu\text{m}$ (" $d_{90} <$ " oznacza, że 90% ziaren chłonnych ma średnicę poniżej podanej wartości w μm). W związku z tym zazwyczaj konieczny jest nadstechiometryczny stosunek absorbentu.

Stosując wapno skuteczność redukcji emisji dla takich związków jak HCl i SO_2 zmniejsza się drastycznie wraz ze spadkiem temperatury i mieści się co najmniej w zakresie od 200°C do 280°C . Poniżej 200°C zwiększa się skuteczność redukcji i może osiągnąć dobre wyniki dla większości zanieczyszczeń. Przy zastosowaniu wodorowęglanu sodu skuteczność redukcji jest optymalna w zakresie od 140°C do 300°C . Wydajności zaczynają spadać poniżej 140°C , gdy nie występuje recyrkulacja [213, CEFIC 2009].

Jak wspomniano powyżej, uzyskane redukcje zależą od różnych czynników, w tym temperatury gazów odlotowych, stosunku molowego sorbentu do substancji zanieczyszczającej i dyspersji sorbentu. Różne sprawności w różnych warunkach podano w Tabeli 3.276 to Tabeli 3.280

Tabela 3.276: Efektywność redukcji i poziomy emisji w suchej sorpcji dla wapna, jako sorbentu w różnych temperaturach i systemach odpylania

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (^{1,2}) (%)			Poziom emisji (mg/Nm ³)
	ESP		Filtr workowy	
	Okolo 400°C	200-280 °C	130-240 °C	
SO ₂ (³)	50	10	10-70	NI
SO ₃ (³)	80	90	95	NI
HCl (³)	70	35	80	< 10
HF (³)	95	95	95	< 1

(¹) Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków pracy; wskazane wyniki są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i wsp. 2009].
(²) [176, Schenk i wsp. 2009].
(³) [72, VDI 1999].
Uwaga: NI = nie podano informacji.

Tabela 3.277: Stosunki stechiometryczne i efektywność redukcji w suchej sorpcji dla wodorowęglanu sodu, jako sorbentu w systemach odpylania

Zanieczyszczenie	Współczynnik stechiometryczny		Efektywność redukcji (¹) (%)	
	ESP	Filtr workowy	ESP	Filtr workowy
SO ₂	1,4-1,7	1,2-1,3	> 90	> 95
SO ₃			> 95	> 98
HCl			> 95	> 98
HF			> 90	> 95

(¹) Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków działania; wskazane wyniki są oparte na średnich półgodzinnych.
Źródło: [162, CEFIC 2009].

Tabela 3.278: Efektywność redukcji SO_x w suchej sorpcji dla wapna, jako sorbentu w różnych zakresach temperatur i stosunków molowych Ca/S

Stosunek molowy Ca/S	Efektywność redukcji SO _x (%)	
	130-140°C	170-180 °C
1	30	22
2	50	40
3	70	55

Źródło: [167, ADEME 1999].

Tabela 3.279: Efektywność redukcji SO_x w półsuchej sorpcji dla wapna, jako sorbentu przy różnych stosunkach molowych Ca/S

Stosunek molowy Ca/S	Efektywność redukcji SO _x (%)
1	80
1,5	90
2	92

Źródło: [167, ADEME 1999].

Tabela 3.280: Efektywność redukcji w suchej i półsuchej sorpcji dla wodorowęglanu sodu, jako sorbentu

Zanieczyszczenie	Efektywności redukcji (%)	
	Sucha sorpcja ⁽¹⁾	Półsucha sorpcja
SO ₂	< 50	90-95
SO ₃	90	NI
HCl	50-75	> 90
HF	10-40	> 85

⁽¹⁾ Zakres temperatury 300-400°C.
Uwaga: NI = nie podano informacji.

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z wtryskiem sorbent podano w Tabela 3.281

Tabela 3.281: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z wtryskiem sorbentu

Zanieczyszczenie	Sucha sorpcja		Półsucha sorpcja		Mokra sorpcja	
	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ^(2,3) (mg/Nm ³)	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽³⁾ (mg/Nm ³)	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽³⁾ (mg/Nm ³)
SO _x	10–70 ⁽⁴⁾	< 40	85→ 90 ^(5,6)	< 40	90–97 ^(7,8)	< 40 ⁽⁶⁾
	90–95 ⁽⁹⁾	< 5 ⁽⁹⁾	NI	NI	NI	NI
SO ₂	75–98 ⁽¹⁰⁾	NI	NI	NI	NI	NI
HCl	> 95→ 98 ⁽¹¹⁾	< 2 ⁽⁹⁾ –< 10 ⁽⁶⁾	> 99 ⁽⁵⁾	< 10 ⁽⁶⁾	NI	< 10 ⁽⁶⁾
	75–98 ⁽¹⁰⁾	NI	NI	NI	NI	NI
HF	> 90→ 95 ⁽¹¹⁾	< 1 ⁽⁶⁾	> 85 ⁽⁴⁾	< 1 ⁽⁶⁾	NI	< 1 ⁽⁶⁾
	75–98 ⁽¹⁰⁾	NI	NI	NI	NI	NI
NO _x	35–50 ⁽¹⁰⁾	NI	NI	NI	NI	NI

(¹) Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków pracy; wskazane wyniki są oparte na średnich półgodzicznych [176, Schenk i wsp. 2009].

(²) Osiągalne poziomy emisji, ale normalnie sucha sorpcja nie jest stosowana dla tak niskich stężeń, gdzie preferowana technika to płukanie na mokro lub mokra sorpcja.

(³) Podane poziomy emisji wskazują na to, co osiąga się w niektórych instalacjach przemysłowych w normalnych warunkach eksploatacji; ponieważ poziomy emisji w dużej mierze zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacji, podane wartości należy stosować z dużą ostrożnością w zakresie dopuszczania [176, Schenk i wsp. 2009].

(⁴) [176, Schenk i wsp. 2009].

(⁵) [19, HMIP 1994].

(⁶) [11, InfoMil 1999].

(⁷) W zależności od stosunku L/G (90% przy 8 l/Nm³, 95% przy 14 l/Nm³, 97% przy 20 l/Nm³).

(⁸) [240, Weilert 2006].

(⁹) Z wtryskiem wodorowęglanu sodu [160, CEFIC 2009].

(¹⁰) Z wtryskiem wodorowęglanu sodu (stosunek stechiometryczny między 0,8 i 1,2) i stosunkiem SO₂/NO_x = 8 [167, ADEME 1999].

(¹¹) Z wtryskiem wodorowęglanu sodu [162, CEFIC 2009].

Uwaga: NI = nie podano informacji.

Zgłaszano zmniejszenie emisji NO_x przy użyciu węgla lub wodorowęglanu sodu w procesie półsuchym; dla wodorowęglanu sodu optymalny zakres wynosi od 140°C do 250°C [160, CEFIC 2009]. Wydajność zależy od stosunku SO₂/NO_x. Efektywności redukcji sprzyja wysoki współczynnik i umiarkowane temperatury [115, COM 2013].

Efekty między ośrodkami

Materiały eksploatacyjne związane z wtryskiem sorbentu podano w Tabela 3.282

Rozdział 3

Tabela 3.282: Materiały eksploatacyjne związane z wtryskiem sorbentu

Materiały eksploatacyjne	Ilość		
	Sucha sorpcja	Półsucha sorpcja	Mokra sorpcja
Sorbent ⁽¹⁾ (Stosunek molowy Ca/S)	3 lub więcej (dla wapna)	1,5-3 (dla wapna)	< 1,1 ⁽²⁾
Woda ⁽³⁾ (l/Nm ³)	NA	0,027-0,04 ⁽⁴⁾	8-20 ⁽⁵⁾
Energia (kWh/1 000 Nm ³)	W zależności od systemu odpylania	1 ⁽⁶⁾	NI
Spadek ciśnienia (kPa)	W zależności od systemu odpylania	2,5 ⁽⁶⁾	NI
Hałas	Jeżeli mielenie sorbentu odbywa się na miejscu bez odpowiednich środków ochrony przed hałasem	NI	NI

⁽¹⁾ Wodorowęglan sodu wymaga znacznie mniejszego nadmiaru. Brak nadmiaru wodorowęglanu sodu, aż do 80% redukcji SO₂; stosunek 2Na/S = 1,2-1,3 dla redukcji 95% SO₂ [162, CEFIC 2009].
⁽²⁾ [67, Ullmann's 2000].
⁽³⁾ Stosunek cieczy do gazu.
⁽⁴⁾ [19, HMIP 1994].
⁽⁵⁾ 8 l/Nm³ odpowiada 90%, odsiarczanie, 14 l/Nm³ do 95% i 20 l/Nm³ do 97%.
⁽⁶⁾ [176, Schenk i wsp. 2009]; w zależności od dalszego systemu odpylania.
Uwaga: NA = nie dotyczy; NI = brak informacji.

W przypadku sorpcji suchej i półsuchej pozostałość stanowi mieszaninę oryginalnego sorbentu i produktów reakcji, a jeśli nie można jej odzyskać lub poddać recyklingowi, należy ją usunąć. Uwzględniono wszystkie zanieczyszczenia, które nie zostały zniszczone podczas procesu spalania, takie jak związki ciężkich i/lub dioksyny, w zależności od wkładu instalacji do spalania. Czasami pył jest częściowo zawracany.

Gdy wodorowęglan sodu stosuje się w suchym wtrysku w celu redukcji HCl lub SO₂, pozostałości można poddać obróbce i recyklingowi w postaci solanki NaCl w zakładach sody amoniakalnej lub w niektórych przemysłach (szkła i cementu) recyklingowi można poddać siarczan sodu [160, CEFIC 2009] [228, CWW TWG 2011].

W przypadku mokrej sorpcji pozostałością jest gips. Podczas spalania paliw kopalnych (węgiel, węgiel brunatny, ropa naftowa) gips często cechuje się wysoką czystością (> 99% CaSO₄ w ciele stałym) [67, Ullmann's 2000] i może być stosowany gdzie indziej.

Dane eksploatacyjna

Projektowanie i konserwacja [176, Schenk i wsp. 2009]

Konieczna jest regularna kontrola systemu, aby zapobiec zatykaniu się rurociągów i ruchomych części oraz aby zapewnić dobre działanie kolejnego filtra (np. filtra tkaninowego, ESP).

Monitorowanie [19, HMIP 1994]

Wydajność układu suchego sorbentu i półsuchego sorbentu ocenia się przez określenie stężenia kwaśnego gazu i wydajności redukcji cząstek stałych.

W przypadku emisji zmiennych, wtryskiwanie sorbentu jest regulowane za pomocą analizatora SO₂ online, tak aby spełnić graniczne wartości emisji i zminimalizować ilość użytego sorbentu [167, ADEME 1999].

Spadek temperatury i ciśnienia (oraz stosunek przepływu cieczy/gazu w wariacie półsuchym) są rutynowo monitorowane na filtrze (workowym). Kiedy stosuje się ESP, prąd elektryczny i natężenie pola są monitorowane w celu ostrzeżenia o jakiegokolwiek awarii w urzędzeniu do redukcji cząstek stałych.

Stosowalność

Suche i półsuche wtryskiwanie sorbentu zwykle stosuje się w celu ograniczenia emisji kwaśnych gazów. Wariant suchy nadaje się również do mniejszych instalacji lub do późniejszych zastosowań, gdzie

koszty inwestycji w inne systemy mogą być bardzo wysokie. Suchy wtrysk z zastosowaniem wodorowęglanu sodu można łatwo zmodernizować do istniejącej instalacji [167, ADEME 1999].

Aby zmniejszyć inne zanieczyszczenia (np. Metale ciężkie, dioksyny/furany), granulowany węgiel aktywny (GAC) można dodać do suchego sorbentu.

Limity i ograniczenia stosowania podano w Tabeli 3.283

Tabela 3.283: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z wtryskiem sorbentu

Kwestia	Limity/ograniczenia
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	10 000-300 000 (suchy sorbent)
	Do 1 000 000 ⁽¹⁾ (półsuchy sorbent)
	50-500 000 ⁽¹⁾ (mokra sorpcja)
Temperatura (°C)	Limity temperatury i ograniczenia zależą w szczególności od rodzaju techniki wtrysku sorbentu, rodzaju sorbentu i dalszego systemu redukcji emisji, jak wskazano w poprzednich akapitach. Na przykład, w temperaturze 140°C-300°C, skuteczność redukcji wodorowęglanu sodu jest uważana za optymalną ⁽²⁾
Spadek ciśnienia (mbar)	Okolo 25 (półsuchy sorbent)
Stężenie SO _x	Bardzo szeroki zakres, do 10 000 mg/Nm ³ ⁽³⁾
Stężenie halogenków wodoru (np. HCl, HF)	Szeroki zakres dla suchego, półsuchego i mokrego wtrysku sorbentu
⁽¹⁾ [176, Schenk i wsp. 2009].	
⁽²⁾ [160, CEFIC 2009].	
⁽³⁾ [167, ADEME 1999].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.284

Tabela 3.284: Zalety i wady związane z wtryskiem sorbentu

Zalety	Wady
<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Usuwanie nieorganicznych związków kwasowych (SO_x, HCl, HF) 	<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Wymagana relatywnie duża przestrzeń
<p><u>Wtrysk suchego sorbentu</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Nie są potrzebne żadne dodatkowe instalacje, ponieważ zazwyczaj instaluje się system usuwania pyłu Wysoka efektywność redukcji może zostać osiągnięta jeśli zainstalowana zostanie dobrze zaprojektowana komora lub wieża reakcyjna Niski koszt w porównaniu z innymi metodami Brak wytwarzanych ścieków Wtrysk suchego wodorowęglanu sodu pozwala na użycie SCR bez ponownego podgrzewania gazów spalinowych Możliwy recykling pozostałości na bazie Na 	<p><u>Suchy wtrysk sorbentu</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Dodany sorbent może, poprzez oddziaływanie z popiołem lotnym, powodować zanieczyszczenie powierzchni wymiennika ciepła Duża nadwyżka sorbentu, która powinna zostać usunięta (większa nadwyżka sorbentu dla wysokiej skuteczności usuwania przy stosowaniu wapna w porównaniu do użycia wodorowęglanu sodu) [160, CEFIC 2009]
<p><u>Półsuchy wtrysk sorbentu</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Stosunkowo prosta instalacja Tańszy niż czyszczenie na mokro Brak wytwarzanych ścieków 	<p><u>Półsuchy wtrysk sorbentu</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Słaba charakterystyka separacji cząstek stałych w komorze reakcyjnej Wilgotność może stanowić problem, jeśli filtr tkaninowy jest stosowany do późniejszego usuwania cząstek stałych
<p><u>Mokry wtrysk sorbentu</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Bardzo wysoka wydajność Kompaktowy sprzęt Może pracować w stosunkowo wysokich temperaturach (50-80°C) Monitoring pośredni poprzez stechiometryczne dozowanie substancji chemicznych (w przypadku kontroli pH) Produkt wielokrotnego użytku, gdy stosuje się wapno (gips) 	<p><u>Mokry wtrysk sorbentu</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Znaczne zużycie wody i wytwarzanie ścieków Zużycie energii w celu ponownego ogrzania gazów spalinowych przed rozładowaniem

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z wtryskiem sorbentu podano w Tabela 3.285

Tabela 3.285: Aspekty ekonomiczne związane z wtryskiem sorbentu

Typ kosztów	Koszty		
	Sucha sorpcja	Półsucha sorpcja	Mokra sorpcja
Koszty inwestycji (na 1 000 Nm ³ /h)	W zależności od systemu odpylania. Koszty inwestycji są mniejsze w porównaniu do mokrych płuczek ponieważ bojler lub przewody są wykorzystywane jako strefa wychwytywania zanieczyszczeń,	11 000 EUR w przeliczeniu na 100 000 Nm ³ /h ⁽¹⁾	NI
Roczne koszty eksploatacyjne (na 1 000 Nm ³ /h)	2 500 EUR + 300 x przepływ/1 000 + sorbent ⁽¹⁾	20 000 EUR + 400 x przepływ/1 000 + sorbent ⁽¹⁾	NI
Adsorbent (EUR/t)	100-250 ^(2,3)	~ 60 (wapno)	NI
Woda (l/Nm ³)	NI	0,03-0,04 ⁽²⁾	NI
Robocizna	Około 2 godziny tygodniowo ⁽²⁾	1 dzień w tygodniu ⁽²⁾	NI
Parametry określające koszty	Przepływ, spadek ciśnienia, stężenie zanieczyszczeń ⁽²⁾	System odpylania	NI
Korzyści	Brak ⁽²⁾	NI	NI

⁽¹⁾ [11, InfoMil 1999].
⁽²⁾ [176, Schenk i wsp. 2009].
⁽³⁾ [227, CWW TWG 2009].
 Uwaga: NI = nie podano informacji.

Przyczyny wdrożenia

Zmniejszenie emisji kwaśnych gazów jest główną przyczyną stosowania tej techniki.

Przykładowe zakłady

Wtrysk sorbentu stosuje się w wielu zakładach na całym świecie, w różnych sektorach przemysłu, takich jak produkcja chemiczna, spalanie, duże instalacje spalania, produkcja szkła, przetwórstwo metali oraz przemysł cementu i ceramiki [160, CEFIC 2009] [176, Schenk i wsp. 2009].

Literatura źródłowa

[11, InfoMil 1999] [19, HMIP 1994] [67, Ullmann's 2000] [72, VDI 1999] [115, COM 2013] [160, CEFIC 2009] [162, CEFIC 2009] [167, ADEME 1999] [176, Schenk et al. 2009] [213, CEFIC 2009] [227, CWW TWG 2009] [228, CWW TWG 2011] [240, Weilert 2006]

3.5.1.5.3 Selektywna redukcja NO_x (SNCR i SCR)

Opis

Selektywna redukcja NO_x (selektywna niekatalityczna redukcja (SNCR) i selektywna katalityczna redukcja (SCR)) polega na wtrysku związków NH₂-X (gdzie X = H, CN lub CONH₂) do strumienia gazów odlotowych, redukując tlenki azotu do azotu i wody. Najczęściej stosowanym czynnikiem redukującym jest 25% wodny roztwór amoniaku lub czysty amoniak. Inne środki reakcyjne to roztwory mocznika, cyjanamid wapnia lub cyjanamid (NH₂CN).

Istnieją różne warianty selektywnej redukcji NO_x, w tym:

- selektywna redukcja niekatalityczna (SNCR);
- selektywna redukcja katalityczna (SCR).

W przypadku stosowania SNCR z amoniakiem, środek redukujący jest wtryskiwany do obszaru, w którym gazy odlotowe osiągnęły temperaturę typowo od 930°C do 980°C, z kolei w przypadku SNCR z mocznikiem jest on wtryskiwany do obszaru, w którym temperatura gazu wynosi od 950°C do 1050°C. Wtrysk następuje po spaleniu i przed dalszą obróbką. Temperatura, stosunek molowy NH_3/NO_x i czas przebywania to główne parametry dla optymalnej efektywności redukcji. Temperatury poniżej poziomu wspomnianego powyżej powodują emisję nieprzekształconego amoniaku (poślizg amoniaku); temperatury znacznie powyżej poziomu utleniają amoniak do NO_x . SNCR odbywa się przy stosunku molowym NH_3/NO_x w przedziale 0,5-0,9. Przy wyższych poziomach ($> 1,2$) również może wystąpić poślizg amoniaku, wytwarzając aerozole chlorku i siarczanu amonu, które przechodzą przez filtr i powodują widoczne białe smugi nad pionem kanalizacyjnym. Czas przebywania i jakość mieszania są decydujące dla wydajności reakcji. Zbyt krótki czas przebywania spowoduje poślizg amoniaku. Prawidłowa ilość wtryskiwanego amoniaku jest obliczana na podstawie wartości NO w gazie surowym, docelowej wartości NO_x w czystym gazie i masowego przepływu gazów odlotowych. Szczególną uwagę należy zwrócić na rozkład amoniaku i mieszanie, ponieważ ma to duże znaczenie dla osiągnięcia niskich emisji NO_x i amoniaku (np. układ dysz do wtrysku amoniaku i przepływ wirowy w komorze reakcyjnej do prawidłowego mieszania) [136, John Zink 2008].

W przypadku SCR, strumień gazu odlotowego i wtryskiwany środek redukujący przepuszcza się przez katalizator, przy czym temperatura pracy zwykle wynosi od 200°C do 500°C, zależnie od katalizatora. Niższe temperatury mogą spowodować, że katalizator ulegnie inaktywacji, podczas gdy wyższe temperatury mogą spowodować uszkodzenie katalizatora. Typowe układy SCR obejmują wymiennik ciepła i grzejnik z bezpośrednim zapłonem to osiągnięcia odpowiednich temperatury pracy katalizatora [136, John Zink 2008]. Zakres temperatur SCR zależy od stężenia SO_x : zbyt wysokie stężenie SO_x i temperatura, która jest zbyt niska, prowadzą do tworzenia wodorosiarczanu amonu (który również może zatkać katalizator [136, John Zink 2008]). Około 315°C to dolne pasmo dla zastosowań z SO_2 powyżej 300 mg/Nm³ [227, CWW TWG 2009]. Optymalne mieszanie, tj. stosunek molowy NH_3/NO_x , nad katalizatorem jest istotny. Poziom stosunku molowego jest zwykle utrzymywany poniżej 1,1, aby ograniczyć możliwość poślizgu amoniaku. Często wstępnie oczyszczony gaz odlotowy musi zostać podgrzany przed wejściem do złoża katalitycznego.

Znacznie niższe temperatury w porównaniu do SNCR umożliwiają zainstalowanie SCR za innymi urządzeniami do obróbki, takimi jak jednostki do redukcji pyłu (np. filtry tkaninowe, patrz Dział 3.5.1.4.7) i jednostki FGD (patrz Działy 3.5.1.2.4 i 3.5.1.5.2). W tym "zimnym" procesie DeNO_x po FGD dodaje się mieszaninę powietrza (w celu kontroli optymalnej zawartości tlenu) i amoniaku. Odsiarczony strumień gazów spalinowych musi zostać ponownie ogrzany do wymaganej temperatury reakcji. Zaletą tej procedury jest to, że ponieważ nie ma adsorpcji kurzu, nie ma możliwości poślizgu amoniaku.

Sprzęt SNCR i SCR składa się z:

- wodnego zbiornika amoniaku (lub innych środków);
- odparownika;
- źródła gazu nośnego, pary wodnej lub sprężonego powietrza;
- dyszy wtryskiwaczy;
- złoża katalizatora (z SCR).

Głównymi składnikami katalizatorów są dwutlenek tytanu i tlenek glinu jako materiał nośnikowy ze związkami wanadu, wolframu i molibdenu jako materiałem aktywnym. Niektóre substancje mogą spowodować utratę efektywności katalizatora [136, John Zink 2008]:

- Halogenów, które mogą reagować chemicznie z materiałem aktywnym (np. wanadem), tworząc produkty, które odparowują i powodują nieprawidłowe działanie katalizatora. Stężenia halogenów również są zwykle ograniczone w gazie odlotowym.
- Metali alkalicznych (np. Na, K).
- Metali ziem alkalicznych (głównie Ca), które staną się substancjami toksycznymi, gdy SO_3 również będzie obecny w gazach odlotowych (tj. powstawanie CaSO_3 , który może blokować powierzchnię katalizatora).

Rozdział 3

- Fosforanów.
- Arseniu i innych metali ciężkich.
- Siarki która musi zostać ograniczona przy wejściu katalizatora. Jeżeli gaz odlotowy zawiera SO₃, należy utrzymywać minimalną temperaturę reaktora >300°C, aby uniknąć kondensacji wodorosiarczanu amonu, który również zatyka pory katalizatora.

Istnieją inne techniki, które poddają obróbce dwutlenek siarki i NO_x w kolejnych lub jednoczesnych operacjach, takie jak [6, VCI 1995] :

- Proces DeSONO_x, gdzie odpylone gazy spalinowe miesza się z amoniakiem i przepuszcza w temperaturze 450°C w obecności katalizatora w celu redukcji NO_x, a następnie w obecności katalizatora do konwersji SO₂ do SO₃, który poddaje się reakcji z kwasem siarkowym;
- absorpcja NO (90% NO_x w gazach odlotowych stanowi) i SO₂ za pomocą chelatów (w celu związania NO) w roztworze wodorowęglanu sodu i reakcja redoks kompleksu kompleksu z siarczynem do gazowego azotu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z selektywną redukcją NO_x podano w Tabela 3.286

Tabela 3.286: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z selektywną redukcją NO_x

Zanieczyszczenie	SNCR		SCR	
	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ ⁽²⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽³⁾ (mg/Nm ³)	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽³⁾ (mg/Nm ³)
NO _x (kotły gazowe/grzejniki)	40-80 ⁽⁴⁾ 25-70 ⁽⁵⁾	60-70 ⁽⁴⁾	90-94 ⁽⁴⁾ 80-95 ⁽⁵⁾	< 20
NO _x (kotły/grzejniki na paliwo ciekłe)	40-80 ⁽⁴⁾ 25-70 ⁽⁵⁾	60-70 ⁽⁴⁾	90-94 ⁽⁴⁾ 80-95 ⁽⁵⁾	55-150
NO _x (z produkcji kwasu azotowego)	NI	NI	80-95 ⁽⁶⁾ 84 ⁽⁷⁾	150-200 ⁽⁶⁾
NH ₃	NA	< 5 ⁽⁸⁾ 2-20 ⁽⁵⁾	NA	< 5 ⁽⁸⁾ 2-20 ⁽⁵⁾

⁽¹⁾ Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków pracy; wskazane wyniki są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i wsp. 2009].

⁽²⁾ Przy modernizacji SNCR zazwyczaj stosuje się niższy zakres efektywności redukcji, ponieważ trudniej jest zaprojektować optymalny czas przebywania i zakres temperatury [228, CWW TWG 2011].

⁽³⁾ Podane poziomy emisji wskazują na to, co osiąga się w niektórych instalacjach przemysłowych w normalnych warunkach eksploatacji; ponieważ poziomy emisji w dużej mierze zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacji, podane wartości należy stosować z dużą ostrożnością w zakresie dopuszczania [176, Schenk i wsp. 2009].

⁽⁴⁾ [176, Schenk i wsp. 2009].

⁽⁵⁾ Procent usuwania jest zależny od stężenia wlotowego, szczególnie jeśli stężenie wlotowe jest niskie (podawane przez CEFIC [227, CWW TWG 2009]).

⁽⁶⁾ [92, InfoMil 1999].

⁽⁷⁾ Średnia wydajność 12 zakładów produkujących kwas azotowy we Francji w 2002 r. [157, ADEME 2004].

⁽⁸⁾ Pomiary z Austrii; Wartości dla nowych katalizatorów, ale wyższe emisje NH₃ występują w miarę starzenia się katalizatora.

Uwaga: NA = nie dotyczy; NI = brak informacji.

Efekty między ośrodkami

Materiały eksploatacyjne związane z selektywną redukcją NO_x podano w Tabela 3.287

Tabela 3.287: Materiały eksploatacyjne związane z selektywną redukcją NO_x

Materiały eksploatacyjne	Ilość	
	SNCR	SCR
Amoniak ⁽¹⁾ (usunięte kg/t NO _x)	570 ⁽²⁾	370–450 ^(2,3)
Katalizator	Bez znaczenia	NI
Para wodna do odparowania amoniaku przed wtryskiem (z roztworu wodnego)	NI	NI
Energia ⁽⁴⁾ (kWh/1 000 Nm ³)	Niska; tylko do wtrysku środka redukującego ⁽⁵⁾	Niska; do ogrzewania gazów spalinowych w instalacji "o niskim zapyleniu" ⁽⁵⁾
Spadek ciśnienia (kPa)	NI	0.1–1 ⁽²⁾
⁽¹⁾ W zależności od zredukowanej ilości NO _x [102, COM 2007]. ⁽²⁾ [11, InfoMil 1999]. ⁽³⁾ Informacje o wyższych wartościach z Włoch. ⁽⁴⁾ Zużycie energii tylko dla dawkowania amoniaku lub mocznika [176, Schenk i wsp. 2009]. ⁽⁵⁾ [176, Schenk i wsp. 2009]. Uwaga: NI = nie podano informacji.		

Katalizator ma okres eksploatacji w regularnych warunkach 5-10 lat, lub > 10 lat, gdy chodzi o czyste gazy odlotowe, np. gaz odlotowy z instalacji kwasu azotowego. Po tym czasie nie można go regenerować, zamiast tego zazwyczaj będzie podlegał recyklingowi przez producenta.

Poziomy poślizg amoniaku przy stosowaniu SCR i SNCR zostały podane w Tabeli 3.286

Tlenek azotu (N₂O), może zostać wytworzony (w szczególności ze starszych katalizatorów [102 COM 2007]) przy stosowaniu SCR [176 Schenk i wsp. 2009]. Powstawanie N₂O zwiększa się w miarę wzrostu obciążenia wanadem w katalizatorze [178 Yates i wsp. 2005].

W sekwencjach „o dużym zapyleniu” (tj. SCR się bezpośrednio za kotłem), popioły lotne są ładowane NH₃ [176 Schenk i wsp. 2009].

Dane eksploatacyjna

Monitorowanie

Wydajność systemów SNCR lub SCR można monitorować, analizując zawartość tlenków azotu przed i po obróbce oraz zawartość amoniaku i tlenu w strumieniu gazu wylotowego.

Temperatura i spadek ciśnienia (w przypadku SCR) są rutynowo monitorowane.

Stosowalność

SNCR i SCR są stosowane do usuwania tlenków azotu z procesów takich jak produkcja chemiczna, spalanie lub piecze procesowe. W przypadku SCR dostępne są konfiguracje dla dużego zapylenia, niskiego zapylenia oraz końcowe

Gdy stosuje SCR każdy SO₂ obecny w gazie odlotowym może zostać utleniony do SO₃ w katalizatorze. SO₃ reaguje z amoniakiem, tworząc siarczan amonu. Siarczan amonu może zatykać katalizator i ulegać emisji jako aerozol, który może być trudny do usunięcia [176, Schenk i wsp. 2009]. Sposobem na uniknięcie/zmniejszenie tego zjawiska jest eksploatacja układu SCR w wyższych temperaturach roboczych.

Limity i ograniczenia stosowania podano w Tabeli 3.288

Tabela 3.288: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z selektywną redukcją NO_x

Kwestia	Limity/ograniczenia	
	SNCR	SCR
Typowy przepływ gazów odlotowych (Nm ³ /h)	> 10 000–< 200 000	Do 1 000 000
Stężenie NO _x	W zakresie g/Nm ³	W zakresie g/Nm ³
Temperatura (°C)	930-980 (podczas stosowania amoniaku)	200-500 (w zależności od katalizatora); dopuszczalne są wahania około 90°C (!)
Ciśnienie	Atmosferyczne	Atmosferyczne
Spadek ciśnienia (mbar)	NI	< 10
Czas przebywania (s)	1-2	NI
Stężenie pyłu (g/Nm ³)	NI	Pewne
Stężenie NO _x (g/Nm ³)	NI	<3 (w tym silniki diesla)
stosunek molowy NH ₃ /NO _x	< 1,2	< 1,1
Uwaga: NI = nie podano informacji. Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].		

Wydajność SNCR może mieć negatywny wpływ na wysokie stężenie związanego azotu w gazie wlotowym lub gdy stężenie NO_x na wlocie układu SNCR jest znacznie wyższe niż 2 000 mg/Nm³. Również w przypadkach, w których występuje niskie stężenie związanego azotu, a zatem małe ilości NO_x na wejściu systemu SNCR, wskaźnik redukcji NO_x może ulec pogorszeniu [136, John Zink 2008].

Zalety i wady podano w Tabeli 3.289

Tabela 3.289: Zalety i wady związane z selektywną redukcją NO_x

Zalety	Wady
<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Zarówno SNCR, jak i SCR są ogólnie sprawdzonymi technikami 	<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> W przypadku stosowania ciekłych systemów amoniakalnych konieczne są specjalne przepisy bezpieczeństwa
<p><u>SNCR</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Dobra osiągalna redukcja NO_x Stosunkowo prosta instalacja, choć wymaga dużego zakresu know-how, aby prawidłowo zlokalizować wtryskiwacze amoniaku Niskie koszty inwestycyjne w porównaniu do alternatyw Niskie wymagania energetyczne Niskie wymagania przestrzenne [176, Schenk i wsp. 2009] Można również uzdatniać gaz odlotowy o wysokim stężeniu pyłu [176, Schenk et al. 2009] 	<p><u>SNCR</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Konieczna jest wysoka temperatura, a optymalna temperatura reakcji mieści się w precyzyjnym zakresie [176, Schenk et al. 2009] Popioły lotne zawierają amoniak Poza zakresem stanu eksploatacyjnego (temperatura, stosunek NH₃/NO_x, czas przebywania) może wystąpić poślizgu amoniak lub zwiększona emisja NO_x Nie nadaje się do źródeł o niskim poziomie NO_x Przy zastosowaniu do urządzeń spalających o zmiennych obciążeniach, trudność w osiągnięciu wysokiej i stałej skuteczności redukcji NO_x
<p><u>SCR</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Bardzo wysoka skuteczność redukcji NO_x - wyższa niż w przypadku SNCR - i niższe emisje NO_x Redukuje NO_x ze wszystkich źródeł, nie tylko z gazu spalinowego Zdolność do pracy w niskim zakresie temperatur, a tym samym niższe zużycie energii do ogrzewania Z powodu mniejszej zawartości pyłu, mniejszy poślizgu amoniaku Względnie łatwa instalacja; na ogół nie są konieczne żadne modyfikacje spalarni/utleniaczy znajdujących się na wcześniejszym etapie [176, Schenk et al. 2009] (w niektórych przypadkach konieczne są zmiany w spalarniach, aby umożliwić wymagany zakres temperatur dla SCR [227, CWW TWG 2009]) 	<p><u>SCR</u></p> <ul style="list-style-type: none"> Poza zakresem stanu eksploatacyjnego (temperatura, stosunek NH₃/NO_x, czas przebywania) może wystąpić poślizgu amoniaku i niższa efektywność destrukcji NO_x Należy uwzględnić spadek ciśnienia Znaczne wymagania dotyczące miejsca Stosunkowo wysokie koszty inwestycyjne w porównaniu SNCR Koszty katalizatora (potencjalne zatkanie, zatrucie i możliwa erozja katalizatora przez popioły lotne) [176, Schenk et al. 2009] są znaczące Przy względnie wysokich poziomach SO₂/SO₃, proces musi pracować w wysokiej temperaturze, aby zapobiec tworzeniu się soli amonowych W sekwencji „wysokiego zapylenia” popioły lotne są ładowane NH₃ W sekwencji "niskiego zapylenia" wymagane jest ponowne ogrzanie gazów odlotowych

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z selektywną redukcją NO_x podano w Tabela 3.290

Rozdział 3

Tabela 3.290: Aspekty ekonomiczne związane z selektywną redukcją NO_x

Typ kosztów	Koszty	
	SNCR	SCR
Koszty inwestycji (EUR za 1 000 Nm ³ /h)	2 500–10 000 ⁽¹⁾	10 000–83 000 ^(1,2)
Koszty operacyjne (EUR za tonę usuniętego NO _x)	700–1 200	200 ⁽³⁾ –5 000 ⁽¹⁾
Robocizna (EUR/rok)	20 000 ⁽¹⁾	20 000 ⁽¹⁾
Materiały eksploatacyjne (EUR/t)	150–200 (dla roztworu NH ₃) ^(1,4)	roztwór NH ₃ ⁽⁵⁾ 11 000 (dla katalizatora) ⁽¹⁾
Parametry określające koszty	cie amoniaku lub mocznika, cel redukcji, wydajność cieplna, modernizacja ⁽¹⁾	Zastosowanie katalizatora i odczynników ⁽¹⁾
Korzyści	Brak, oprócz korzyści wynikających z możliwego handlu emisjami NO _x ⁽¹⁾	Brak, oprócz korzyści wynikających z możliwego handlu emisjami NO _x

⁽¹⁾ [176, Schenk i wsp. 2009].
⁽²⁾ 83 000 Nm³/h dla pieca do spalania odpadów o wydajności 80 000 ton rocznie [176, Schenk i wsp. 2009].
⁽³⁾ W przypadku zakładu produkującego kwas azotowy o wysokiej wydajności (> 250 000 t/rok) [157, ADEME 2004].
⁽⁴⁾ Do 570 kg NH₃ roztworu na tonę usuniętego NO_x [176, Schenk i wsp. 2009].
⁽⁵⁾ 370–450 kg roztworu NH₃ na tonę usuniętego NO_x [176, Schenk i wsp. 2009].

Kluczowym parametrem opłacalności w przypadku SNCR jest zużycie amoniaku lub mocznika; w przypadku SCR jest to katalizator, a także amoniak lub mocznik. Modernizacja SNCR jest stosunkowo łatwa, ponieważ nie ma żadnego sprzętu do instalacji poza elementami wtrysku i pojemnikiem do przechowywania środka.

Modernizacja jednostek SCR może wymagać radykalnych modyfikacji istniejącej instalacji i tym samym wymagać wysokich kosztów inwestycyjnych. Modernizacja jednostki SCR w zakładzie produkującym kwas azotowy może kosztować w przybliżeniu 1 240 000 EUR, a do tego należy dodać koszt katalizatora w przybliżeniu w wysokości 600 000 EUR [157, ADEME 2004].

Koszty katalizatora mogą stanowić koszt w ujęciu rocznym w zakresie 40 000–80 000 EUR na palnik w zależności od wielkości jednostki. Wykorzystanie katalizatorów wiąże się z opłatami licencyjnymi, które mogą wynosić łącznie około 200 000 EUR przy założeniu, że okres eksploatacji katalizatora wynosi 10 lat (lub 20 000 EUR rocznie).

Przyczyny wdrożenia

Przyczyną wdrożenia stosowania SNCR lub SCR jest redukcja emisji NO_x które mogą wpływać na zdrowie ludzi i środowisko.

Przykładowe zakłady

Podaje się, że SNCR jest stosowany w przemyśle chemicznym (np. produkcja amoniaku [102, COM 2007]), jak również w innych sektorach przemysłu, takich jak duże zakłady spalania, w spalaniu odpadów, cementowniach, zakładach metalurgicznych i w ogrodnictwie szklarniowym [176, Schenk et al. 2009].

Podaje się, że SCR jest stosowany w przemyśle chemicznym (np. produkcja kwasu azotowego [102, COM 2007]), a także w innych sektorach przemysłu, takich jak duże zakłady spalania, w spalaniu odpadów, zakładach metalurgicznych i w ogrodnictwie szklarniowym [176, Schenk i wsp. 2009].

Literatura źródłowa

[6, VCI 1995] [11, InfoMil 1999] [92, InfoMil 1999] [102, COM 2007] [136, John Zink 2008] [157, ADEME 2004] [176, Schenk et al. 2009] [178, Yates et al. 2005] [227, CWW TWG 2009] [228, CWW TWG 2011]

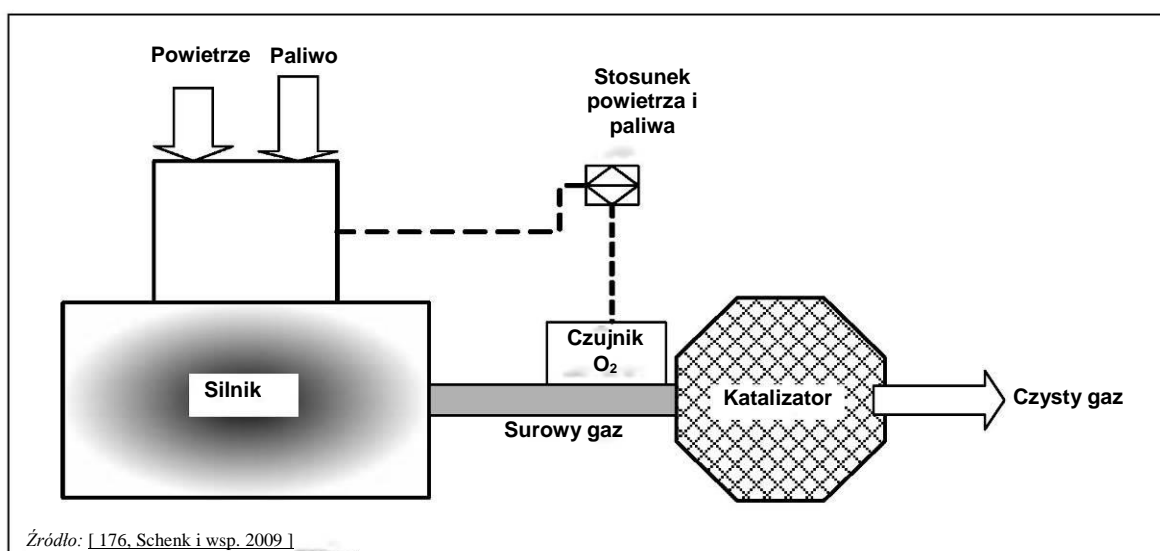
3.5.1.5.4 Nioselektywna redukcja katalityczna NO_x (NSCR)

Opis

Nioselektywna redukcja katalityczna (NSCR) przekształca związki chemiczne CO , NO_x i LZO w CO_2 , N_2 i/lub H_2O poprzez zastosowanie katalizatora. Choć opracowany jako system DeNO_x , NSCR znacznie zmniejsza również emisję N_2O . Ponieważ niespalone LZO (lotne związki organiczne, LZO) są stosowane jako środek reagujący, technika ta nie wymaga żadnych dodatkowych wtrysków odczynnika (nawet jeśli czasami stosuje się również amoniak lub mocznik). Jednak gazy odlotowe nie powinny zawierać więcej niż 0,5% tlenu (gdy gaz ziemny jest stosowany jako czynnik redukujący dla NO_x , dopuszczalna zawartość tlenu może być zwiększona nawet o 2%) [176, Schenk i wsp. 2009].

Katalizator często jest wykonany z platyny i musi być okresowo wymieniany. Zazwyczaj gwarantowana jest żywotność 2-3 lat.

Schemat układu nioselektywnej redukcji katalitycznej przedstawiono na Rysunku 3.105.



Rysunek 3.105: Nioselektywna redukcja katalityczna

Zobacz również: informacje zawarte w LVIC-AAF BREF na temat stosowania NSCR w produkcji kwasu azotowego [102, COM 2007].

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z nioselektywną redukcją katalityczną podano w

Tabela 3.291: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z nieselektywną redukcją katalityczną

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Uwagi
NOx	90-98 ⁽³⁾	50 ⁽³⁾	–
	NI	200–300 ⁽⁴⁾	Produkcja kwasu azotowego
N2O	> 95 ⁽⁴⁾	< 100 ⁽⁴⁾	Produkcja kwasu azotowego
<p>⁽¹⁾ Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków pracy; wskazane wyniki są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i wsp. 2009].</p> <p>⁽²⁾ Podane poziomy emisji wskazują na to, co osiąga się w niektórych instalacjach przemysłowych w normalnych warunkach eksploatacji; ponieważ poziomy emisji w dużej mierze zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacji, podane wartości należy stosować z dużą ostrożnością w zakresie dopuszczania [176, Schenk i wsp. 2009].</p> <p>⁽³⁾ [176, Schenk i wsp. 2009].</p> <p>⁽⁴⁾ [102, COM 2007].</p> <p>Uwaga: NI = nie podano informacji.</p>			

Efekty między ośrodkami

W przypadku stosowania paliw węglowodorowych będą miały miejsce emisje tlenu węgla (CO), dwutlenku węgla (CO₂) i węglowodorów (C_xH_y). Zwykle emisje tlenu węgla będą mniejsze niż 1250 mg/m³, ale emisje węglowodorów mogą wynosić do 5 000 mg/m³. Emisje CO₂ mogą wynosić ponad 12 g/m³ [102, COM 2007]. Przy wysokich poziomach CO katalizator utleniania może być umieszczony szeregowo po katalizatorze do konwersji CO na CO₂ [176, Schenk i wsp. 2009].

Dane eksploatacyjna

Nie podano informacji.

Stosowalność

Możliwość zastosowania tej techniki jest ograniczona.

Limity i ograniczenia stosowania podano w Tabeli 3.292

Tabela 3.292: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z nieselektywną redukcją katalityczną

Kwestia	Limity/ograniczenia
Strumień gazów odpadowych (Nm ³ /h)	< 34 000
Temperatura (°C)	375-825
Ciśnienie (bar):	< 8
Spadek ciśnienia (mbar)	NI
Wilgotność względna (%)	NI
Stężenie pyłu	NI
Stężenie tlenu (%)	0,2-0,7
Stężenie NO _x (mg/Nm ³)	4 000–8 000
Stężenie CO (mg/Nm ³)	3 000–6 000
Stężenie LZO (ppm)	1 000–2 000
Uwaga: NI = nie podano informacji. Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.293

Tabela 3.293: Zalety i wady związane z nieselektywną redukcją katalityczną

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Nie wymaga dodatkowego środka redukującego 	<ul style="list-style-type: none"> Ograniczona możliwość zastosowania Temperatura robocza może wymagać wstępnego podgrzania Żywotność katalizatora wynosi 2–3 lata (jest krótsza niż w przypadku SCR) Emisje CO, CO₂ i C_xH_y

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z nieselektywną redukcją katalityczną podano w Tabeli 3.294

Tabela 3.294: Aspekty ekonomiczne związane z nieselektywną redukcją katalityczną

Typ kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycji (EUR)	15 000–250 000	W dużym stopniu zależą od rozmiaru silnika (80–8 000 koni mechanicznych)
Koszty operacyjne (EUR)	69 000–244 000	W dużym stopniu zależą od rozmiaru silnika (80–8 000 koni mechanicznych)
Katalizator	NI	Katalizator należy okresowo wymieniać. Czasami sprzedawany jest używany katalizator
Parametry określające koszt	Rozmiar silnika	
Korzyści	Brak	
Uwaga: NI = nie podano informacji. Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].		

Przyczyny wdrożenia

Przyczyną stosowania NSCR jest redukcja emisji NO_x (a czasami jednocześnie N₂O), co może wpływać na zdrowie ludzi i środowisko.

Przykładowe zakłady

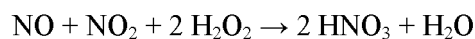
Podaje się, że NSCR jest stosowana w przemyśle chemicznym (np. w produkcji kwasu azotowego), a także w innych gałęziach przemysłu, takich jak przemysł samochodowy, wytwarzanie energii i produkcja gazów obojętnych [176, Schenk et al. 2009].

Literatura źródłowa

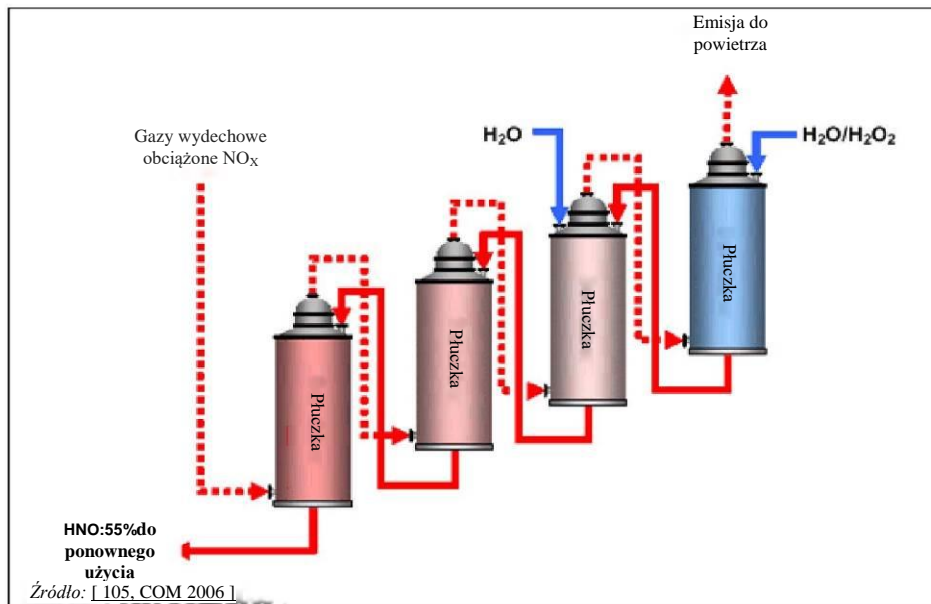
[102, COM 2007] [176, Schenk et al. 2009]

3.5.1.5.5 Mokra płuczka gazowa do odzysku NO_x**Opis**

NO_x odzyskuje się z gazów odlotowych z reaktora, zbiorników zasilających, wirowania i buforów przez przemywanie (patrz Rysunek 3.106). Ogólny opis techniki mokrego przemywania podano w Dziale 3.5.1.2.4. Pierwsze trzy wieże absorpcyjne działają z użyciem wody, a ostatnia H₂O₂. H₂O₂ jest używany do utleniania NO:



Poprawia to znacząco wydajność absorpcji, a emitowany NO_x składa się z >98% NO₂.



Rysunek 3.106: Odzyskiwanie NO_x z gazów odlotowych za pomocą kaskady płuczek

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści dla środowiska to:

- skuteczne odzyskiwanie NO_x z gazów odlotowych;
- osiągnięte poziomy emisji 113-220 mg/Nm^3 (NO_x mierzone jako NO_2).

Efekty między ośrodkami

Zużycie energii i H_2O_2 .

Dane eksploatacyjne

Dane eksploatacyjne z przykładu:

- przepływ objętościowy do kaskady płuczki: 7700 m^3/h ;
- środek szorujący w ostatniej płuczce 15 % wag. H_2O_2 .

Stosowność

Zasadnicza możliwość stosowania. Szczególnie przydatne w przypadkach, w których nawet zaawansowane systemy przemysłowe nie osiągną porównywalnych poziomów emisji [102, COM 2007].

Aspekty ekonomiczne

Dodatkowe koszty związane z H_2O_2 , ale korzyści z odzysku kwasu azotowego (roztwór wodny o zawartości <55% wag.) do użytku wewnętrznego lub sprzedaży zewnętrznej.

Przyczyny wdrożenia

Ograniczenie emisji NO_x , które mogą wpływać na zdrowie ludzkie i środowisko.

Przykładowe zakłady

Dwa zakłady OFC (produkcja materiałów wybuchowych) wykorzystują tę technikę do odzyskiwania NO_x z różnych gazów odlotowych.

Literatura źródłowa

[102, COM 2007] [105, COM 2006]

3.5.1.6 Spalanie w pochodni

Opis

Spalanie w pochodni (ang. flaring) to proces utleniania w wysokiej temperaturze, stosowany do spalania łatwopalnych związków gazów odlotowych z działalności przemysłowych. Pochodnie są używane ze względów bezpieczeństwa lub w niestandardowych warunkach (np. rozruchy, przestoje). Spalanie w pochodni służy do bezpiecznego spalania uchodzących łatwopalnych gazów (węglowodorów) przy spadku ciśnienia, który nie zagraża systemom redukcji w zakładach.

W zakładach chemicznych reaktory są głównymi źródłami gazów łatwopalnych, które mogą wymagać zapłonu, głównie podczas rozruchów instalacji, przestojów i sytuacji awaryjnych.

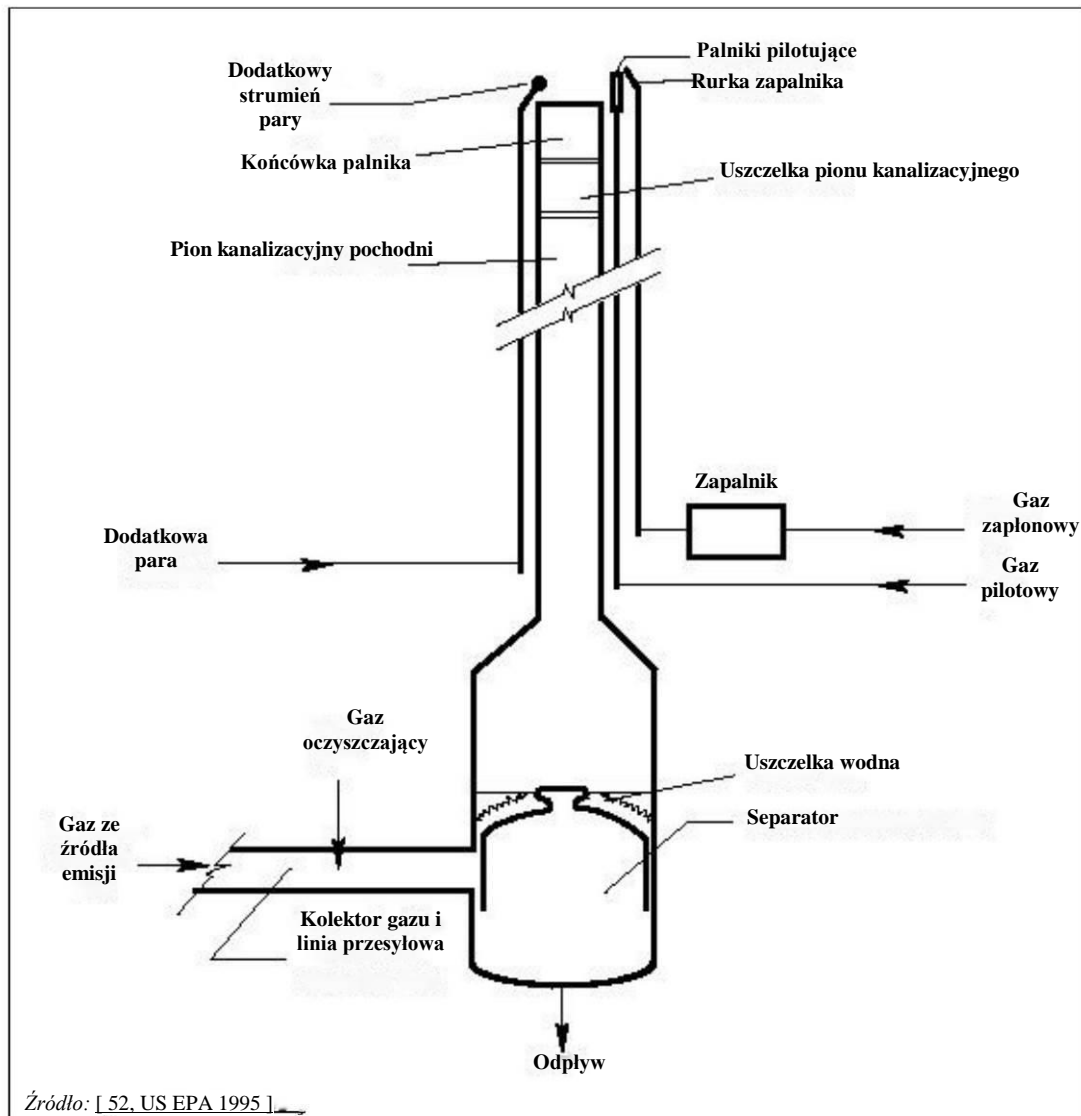
Spalanie w pochodni jest również stosowane w instalacjach wykorzystujących beztlenowe komory fermentacyjne do produkcji biogazu (np. oczyszczalnie ścieków i/lub osadu, patrz Działy 3.3.2.3.5.2 i 3.4.2.3). Instalacje te generują bogaty w metan biogaz, który może być wykorzystywany do wytwarzania energii elektrycznej i ciepła w procesie. Biogaz (część biogazu), który nie jest zużywany lub przechowywany ulega spalaniu w pochodni [109, COM 2006].

Ponieważ spalanie w pochodni jest źródłem zanieczyszczeń i prowadzi do spalania potencjalnie cennego produktu, jego użycie powinno ograniczać się do sytuacji nierutynowego lub awaryjnego wyzwolenia. Niekontrolowane emisje (szczególnie LZO) z otworów wentylacyjnych i zaworów nadmiarowych powinny być kierowane do systemów odzyskiwania, a pochodnie służyć jedynie jako system zapasowy [144, Levy i wsp. 2006].

Pochodnie można kategoryzować na kilka sposobów, powszechnym jest kategoryzowanie według wysokości jako pochodnie podwyższone lub pochodnie naziemne.

Pochodnie podwyższone są najbardziej rozpowszechnionym typem i mają większe pojemności niż pochodnie naziemne. W podwyższonych pochodniach strumień gazów odlotowych jest podawany przez pion kanalizacyjny w dowolnym miejscu od 10 do ponad 100 metrów wysokości i jest spalany na szczycie pionu kanalizacyjnego. Płomień narażony jest na działanie czynników atmosferycznych (wiatr, opady itp.). Podwyższone pochodnie są zwykle zaprojektowane dla dużych wydajności (setki ton na godzinę) i są bardziej odpowiednie dla dużych zmian przepływu gazu.

Typowy podniesiony system pochodni został pokazany na Rysunku 3.107.



Rysunek 3.107: Typowy podniesiony system pochodni

System pochodni podwyższonych obejmuje [52, US EPA 1995] :

- kolektor gazów i rurociągi do zbierania gazów z jednostek przetwórczych;
- separator (bęben do odsysania) do usuwania i magazynowania kondensatów i porwanych płynów;
- własna uszczelka, uszczelka wodna lub źródło gazu oczyszczającego w celu zapobieżenia zapłonowi wstecznemu;
- jedna lub wiele jednostek spalających oraz pion kanalizacyjny pochodni;
- piloty gazowe i zapłonnik do mieszaniny gazów odlotowych i powietrza;
- w razie potrzeby źródło zewnętrznej siły pędu (wtrysk pary lub wymuszone powietrze) do spalania bezdymnego.

Jako gaz płuczący można stosować gaz ziemny, paliwo gazowe, gaz obojętny lub azot.

W **pochodniach naziemnych** spalanie odbywa się na poziomie gruntu. Różnią się one złożonością i mogą składać się z konwencjonalnych palników pochodni z wylotem w poziomie, bez obudów lub z wielu palników w stalowych obudowach wyłożonych materiałem ogniotrwałym (ze zmniejszonym obciążeniem hałasem, światłem i ciepłem oraz ochroną przed wiatrem). Są one zaprojektowane dla mniejszych wydajności (kilkadziesiąt ton na godzinę) i obsługują podstawowy ładunek gazów palnych generowanych przez wszystkie źródła punktowe podłączone do systemu wyrównania podczas normalnej pracy. Dotyczy to głównie nieszczelnych zaworów bezpieczeństwa oraz wszelkich procesów rozruchu i przestoju.

Duża średnica pochodni naziemnych daje możliwość większej liczby palników. W ten sposób palniki naziemne można dostosować do zmieniających się ilości pochodni, dostosowując liczbę działających palników. Poprawia to warunki spalania i powoduje wyższą efektywność spalania.

Inna klasyfikacja pochodni jest wykonywana zgodnie z metodą stosowaną do uzyskania poprawy mieszania na końcówce pochodni, aby osiągnąć całkowite spalanie, a tym samym efektywność spalania [142, Akerodolu i Sonibare 2004] i obejmuje następujące kategorie:

- pochodnie wspomagane powietrzem,
- pochodnie wspomagane parą,
- pochodnie wspomagane ciśnieniem,
- pochodnie niewspomagane.

Inny rodzaj kategoryzacji zależy od strefy, w której zachodzi reakcja utleniania [141, VITO 2009] i obejmuje następujące kategorie:

- pochodnie płomieniowe (zwane również pochodniami otwartego ognia),
- pochodnie komorowe (zwane również pochodniami z muflą i osłoną/pochodniami ekranowanymi).

Pochodnie wtryskowe i pochodnie rurowe tworzą pierwszą grupę typowych pochodni płomieniowych, które nie mają komory spalania, tj. otwarty płomień określa strefę reakcji. Pochodnie te są zwykle wybierane ze względów bezpieczeństwa i są przeważnie podwyższone, ze względu na ciepło generowane przez wysoce widoczny płomień. Użycie tych pochodni koncentruje się głównie na szybkim usuwaniu pozostałości przez otwarty płomień, a czas przebywania w przepływie pozostałości jest krótszy niż jedna sekunda [141, VITO 2009].

Druga grupa pochodni stanowi pochodnie z muflą i osłoną/pochodnie ekranowane). Są to w rzeczywistości utleniacze termiczne, a więcej informacji można znaleźć w Dziale 3.5.1.3.5. Powodem tego jest fakt, że poprzez swoją fizyczną budowę strefa reakcji jest faktycznie (półotwartą) komorą spalania, składającą się z: ekranowanego obszaru, z lub bez kontrolowanego dopływu powietrza (ekran lub mufla). Reakcja zachodzi w bardziej kontrolowany sposób, dzięki czemu uzyskuje się wyższe wydajności. Zazwyczaj czas przebywania przekracza jedną sekundę, a wysoka temperatura jest gwarantowana przez specyficzną konstrukcję komory i źródła strumieni gazów odlotowych i mediów. Ten typ techniki można znaleźć zarówno w pochodniach podwyższonych, jak i w wersjach pochodni na niższym poziomie (naziemnych) [141, VITO 2009].

Całkowite spalanie układem pochodni wymaga dostatecznego powietrza do spalania i odpowiedniego mieszania powietrza i gazów odlotowych. Dymienie może wynikać ze spalania, w zależności od składu gazów odlotowych oraz ilości i rozkładu powietrza do spalania. Gazy odlotowe zawierające metan, wodór, tlenek węgla i amoniak zwykle spalają się bez dymu. Gazy odlotowe, które zawierają ciężkie węglowodory (tj. stosunek molowy węgla do wodoru większy niż 0,35), takie jak alkanany z więcej niż jednym atomem węgla, olefiny i związki aromatyczne, mają większą tendencję do palenia i wymagają lepszego mieszania w przypadku bezdymnego spalania w pochodni [142, Akerodolu i Sonibare 2004]. Przemysł zwykle wymaga potencjału bezdymnego wynoszącego 10-15% w przypadku pochodni podwyższonych i 100% w przypadku pochodni naziemnych. Zewnętrzna siła pędu jest stosowana jako środek tłumiący dym, tak jak:

- para wodna dostarczana pod ciśnieniem do 0,7 MPa na manometrze, zwykle używana w dużych zakładach z łatwą dostępnością pary;
- powietrze, dostosowane do zastosowań wymagających małej i stosunkowo niedrożej instalacji;
- wysokociśnieniowy gaz, który jest bardzo kosztowny;
- woda dostarczana pod ciśnieniem około 2 MPa, odpowiednia tam, gdzie woda jest swobodnie dostępna w dużych ilościach.

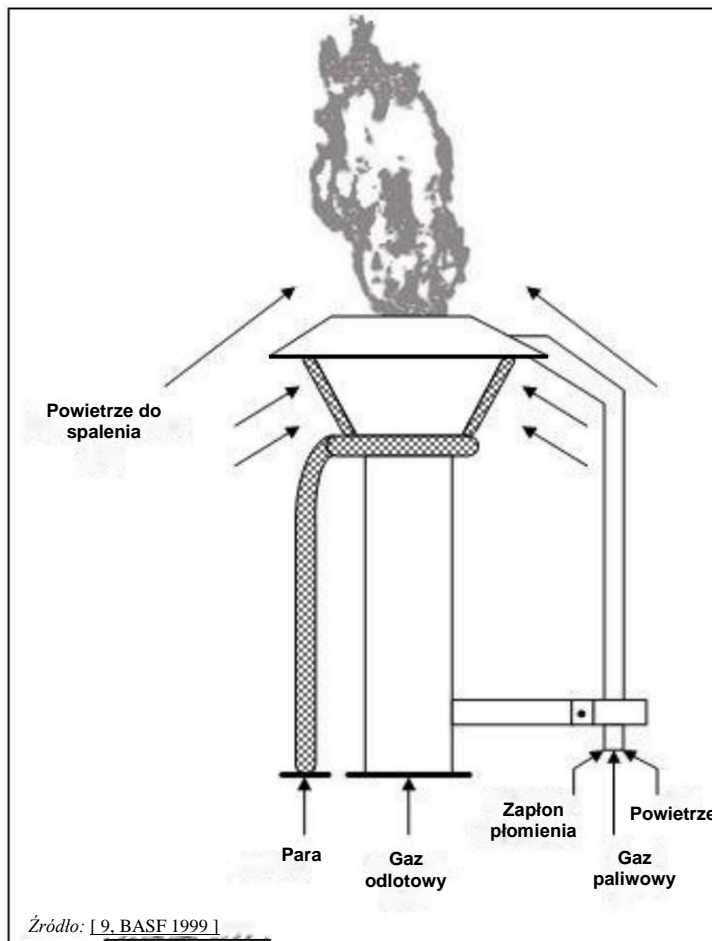
Pęd zewnętrzny jest rzadko wymagany w pochodniach naziemnych.

Rozdział 3

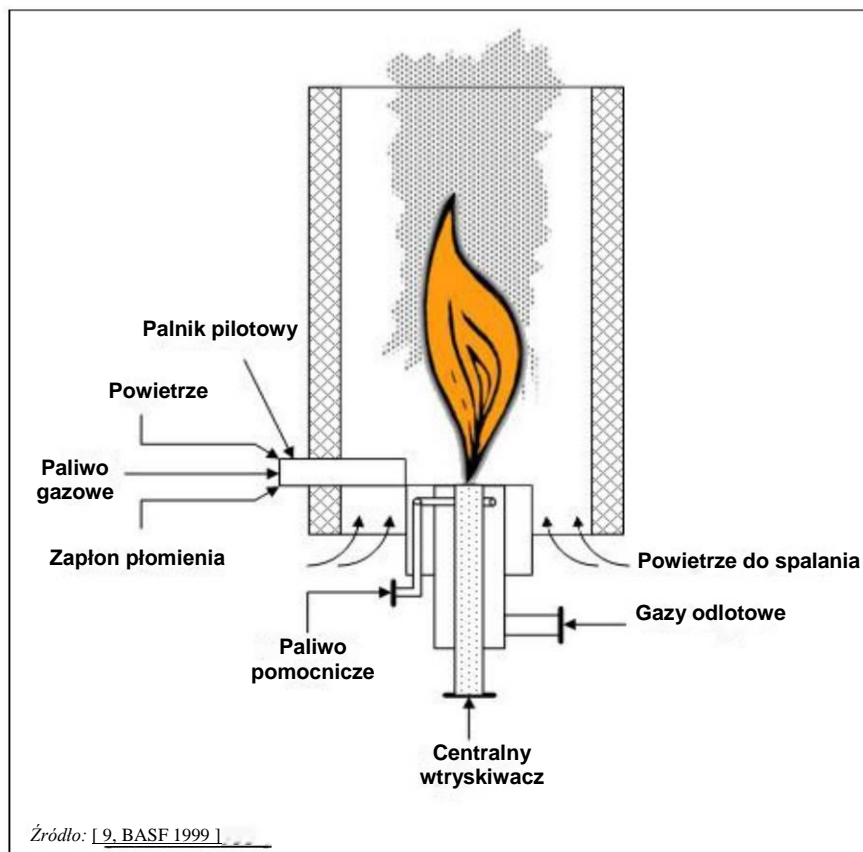
Gazy odlotowe do spalenia w pochodni muszą mieć zawartość ciepła co najmniej 8–11 MJ/Nm³ do całkowitego spalenia, w przeciwnym razie należy dodać paliwo pomocnicze. W niektórych przypadkach nawet palące się gazy odlotowe o niezbędnej zawartości ciepła będą wymagać dodatkowego ciepła. [238, Freund 2010]

W zakładach przemysłowych często stosuje się zintegrowany system pochodni, tj. połączenie pochodni naziemnej z optymalną konstrukcją palnika dla przepływu gazów odlotowych podczas normalnej eksploatacji i podwyższoną pochodnią dla wysokich przepływów w sytuacjach awaryjnych i zakłóceniach procesów.

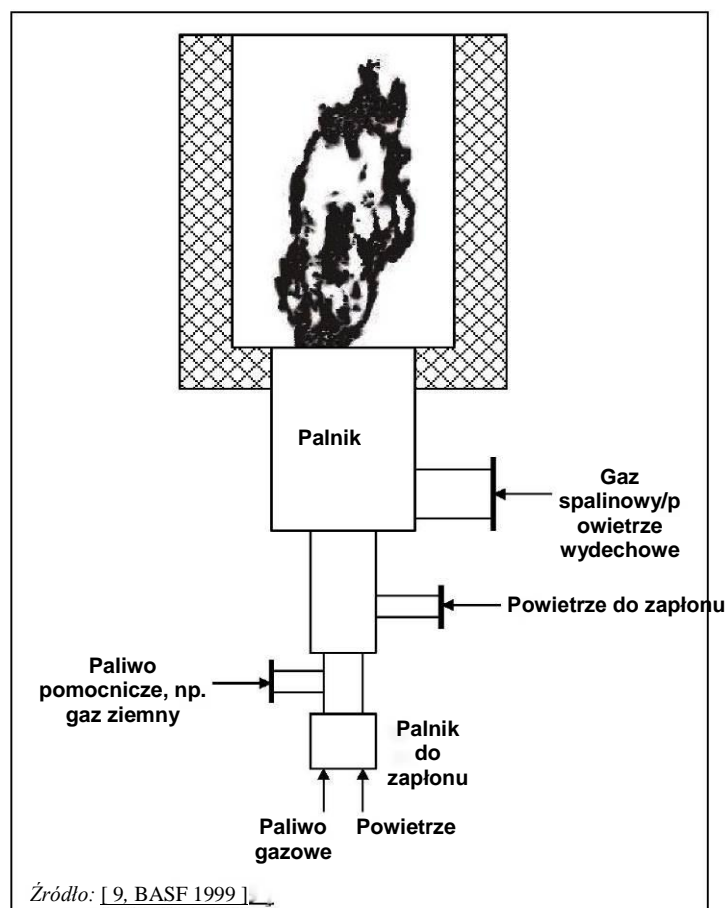
Różne rodzaje flar są pokazane na Rysunku 3.108, Rysunku 3.109 i Rysunku 3.110.



Rysunek 3.108: Pochodnia z wtryskiwaczem prętowym



Rysunek 3.109: Pochodnia ekranowana



Rysunek 3.110: Pochodnia mufflowa

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze spalaniem w pochodni podano w Tabeli 3.295

Tabela 3.295: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane ze spalaniem w pochodni

Zanieczyszczenie	Pochodnia podwyższona		Pochodnia naziemna	
	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)	Efektywność redukcji ⁽¹⁾ (%)	Poziomy emisji ⁽²⁾ (mg/Nm ³)
LZO (w tym CH ₄)	> 98 ^(3,4,5)	NI	> 99 ^(3,5)	NI
NO _x	NI	400 (200 ppm)	NI	400 (200 ppm)
	NI	108 ⁽⁶⁾	NI	108 ⁽⁶⁾
CO	NI	588 ⁽⁶⁾	NI	588 ⁽⁶⁾

⁽¹⁾ Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków pracy; wskazane wyniki są oparte na średnich półgodzinnych [176, Schenk i wsp. 2009].
⁽²⁾ Podane poziomy emisji wskazują na to, co osiąga się w niektórych instalacjach przemysłowych w normalnych warunkach eksploatacji; ponieważ poziomy emisji w dużej mierze zależą od konkretnej konfiguracji instalacji i warunków eksploatacji, podane wartości należy stosować z dużą ostrożnością w zakresie dopuszczania.
⁽³⁾ W optymalnych warunkach, tj. zawartość ciepła w gazach odlotowych >8-11 MJ/Nm³; niskie przepływy i niska zawartość ciepła zapewniają niższą wydajność spalania (nawet 65%) [142, Akerodolu i Sonibare 2004].
⁽⁴⁾ [52, US EPA 1995] [142, Akerodolu i Sonibare 2004].
⁽⁵⁾ [24, InfoMil 2000].
⁽⁶⁾ [52, US EPA 1995].
 Uwaga: NI = nie podano informacji.

Osiągalne poziomy emisji wymienione w Tabeli 3,295 podają zniszczenie zanieczyszczeń powietrza (LZO) poprzez spalanie w pochodni. Pozostałe parametry (NO_x) odnoszą się do emisji wywołanych przez spalanie w pochodni. Spalanie w pochodni nie zawiera zainstalowanego systemu oczyszczania gazu odlotowego, stąd zanieczyszczenia ze spalania gazów odlotowych zawierających siarkę i/lub halogeny, NO_x, tlenek węgla, sadza, itp. zwykle nie są kontrolowane. Z tych powodów pochodnie naziemne nie są odpowiednie dla gazów toksycznych. Reakcja łączenia/rekombinacji z wytworzeniem dioksyn nie jest jednak faworyzowana z powodu braku "okna rekombinacji" i powierzchni metalowych działających jako katalizatory.

Wydajność redukcji płomienia, jak opisano w powyższej tabeli, będzie wynosiła > 98%, jeżeli pochodnia została odpowiednio zaprojektowana i działa prawidłowo [24, InfoMil 2000] [52, US EPA 1995] [176, Schenk i wsp. 2009]. Ważne parametry dla osiągnięcia optymalnej wydajności spalania zostały opisane poniżej w danych operacyjnych. Zakres wydajności w nieoptymalnych warunkach może być znacznie niższy niż 98% [24, InfoMil 2000] [142, Akerodolu and Sonibare 2004].

Efekty między ośrodkami

Emisje pochodni będą obejmować co najmniej tlenki azotu (NO_x), tlenek węgla (CO) i ni spalone w pochodni związki gazowe (np. LZO). Ponadto, jeżeli spalany w pochodni gaz zawiera związki przenoszące siarkę, emisje będą również zawierać siarkowodór (H₂S) i dwutlenek siarki (SO₂) [169, TCEQ 2016], tym samym powodując ewentualne niedogodności związane z odorem (głównie w przypadku pochodni naziemnych).

Główne media i materiały eksploatacyjne obejmują:

- środki tłumiące dym (para, powietrze, woda, gaz ziemny);
- gaz zapłonowy dla pilota zapłonu (propan lub butan);
- gaz oczyszczający (azot lub paliwowy) do utrzymania nadciśnienia w systemie;
- gaz pilotowy;
- energię.

Typowy spadek ciśnienia wynosi 1 kPa [9, BASF 1999].

Spalanie w pochodni może powodować emisję hałasu. Najbardziej znaczące źródła hałasu to [34, HMIP 1993] :

- wtryskiwanie środka tłumiącego dym;
- procesy spalania;
- wyloty,

Każda pochodnia wspomagana parą wytwarza hałas, ze względu na wysokociśnieniowe dysze parowe i wtryskiwacze oraz hałas spalania związany z węglowodorami. Para wysokoprężna generuje hałas o wysokiej częstotliwości, który jest najpoważniejszy dla ludzi, a także poprawia wydajność spalania, zwiększając w ten sposób szybkość uwalniania energii i szybkość spalania, co z kolei skutkuje wyższym hałasem spalania. Hałas spalania to zazwyczaj hałas o niskiej częstotliwości, porównywalny z hałasem wentylacyjnym pochodzącym z turbulентnego mieszania gazów odlotowych i powietrza.

Tłumienie hałasu jest istotnym problemem środowiskowym i dlatego jest ważnym aspektem projektowania, który należy uwzględnić w przypadku nowych pochodni. Aspekty związane z unikaniem hałasu obejmują:

- redukcję lub tłumienie hałasu strumienia pary o wysokiej częstotliwości za pomocą wielopunktowych wtryskiwaczy parowych, co może również prowadzić do zwiększonego tworzenia koksu w warunkach niskiego przepływu; aby poradzić sobie z tą wadą konieczny jest układ kryzy;
- instalację wtryskiwaczy w taki sposób, aby strumienie mogły wchodzić w interakcje i zmniejszać hałas mieszania;
- zwiększanie skuteczności środka tłumiącego dzięki lepszym i bardziej reagującym formom kontroli;
- ograniczenie ciśnienia pary do $<0,7$ MPa na manometrze;
- użycie tłumika wokół wtryskiwacza pary jako osłony akustycznej wtryskiwaczy;
- stosowanie przedmuchiwanego powietrzem pochodni lub zamkniętych pochodni naziemnych.

Dalsze skutki obejmują:

- lekkie niedogodności ze strony pochodni podwyższonych;
- nieprzyjemny odor z powodu niewystarczającego spalania (głównie w przypadku pochodni naziemnych).

Jak podaje francuskie Ministerstwo Środowiska (poprzez Biuro Analiz Ryzyka i Zanieczyszczenia w Przemysle, BARPI), spalanie w pochodni wiąże się ze znaczną liczbą incydentów związanych pożarami i wybuchami w przemyśle chemicznym i petrochemicznym. Wyniki można znaleźć w bazie danych ARIA zarządzanej przez tę organizację [249, BARPI 2016] .

Dane eksploatacyjne

Sprawność spalania jest jednym z kluczowych parametrów używanych do kontrolowania pochodni. Efektywność spalania w pochodni decyduje o tym, która część spalanego gazu pozostaje niespalona. Niespalone związki gazowe ze spalania w pochodni to zwykle lotne związki organiczne, ale mogą również obejmować H_2S , CO , amoniak i inne związki organiczne i nieorganiczne obecne w gazach spalanych w pochodni [169 TCEQ 2016]. Spalanie węglowodorów na końcówce pochodni nie może być w 100% wydajne (w najlepszym przypadku około 98% do 99%), jednak występują duże trudności w określeniu poziomu niespalonych węglowodorów. Zastosowanie różnych metod pomiaru i raportowania może prowadzić do bardzo różnych pozornych poziomów emisji dla podobnych działań.

Zmienne operacyjne, które można monitorować w celu maksymalizacji wydajności spalania obejmują [144, Levy i wsp. 2006]:

- stosunek paliwa gazowego do gazu dodatkowego (powietrza lub pary) i prędkości na końcówce palnika;
- zawartość ciepła w mieszaninie paliwa pochodni

Monitorowanie [34, HMIP 1993]:

Natężenie przepływu środka tłumiącego dym do końcówki pochodni należy sprawdzić, aby zapewnić wprowadzenie wystarczającej ilości środka tłumiącego, jednak nie więcej niż jest to wymagane do zapobiegania dymieniu. Można to osiągnąć na cztery różne sposoby:

- za pomocą szeregu termoelementów o nominalnej temperaturze co najmniej 1000°C;
- przez naziemny detektor podczerwieni;
- przez monitorowanie stosunku szybkości gazu wspomagającego do szybkości gazu pochodni i utrzymywanie tego stosunku w odpowiednim zakresie;
- przez monitorowanie wizualne (zdalna kamera telewizyjna).

Z uwagi na zagrożenia dla zdrowia i bezpieczeństwa wymagana jest bardziej rygorystyczna polityka monitorowania pochodni naziemnych.

Niezbędna jest szybka reakcja układu sterowania, najlepiej za pomocą elektronicznej transmisji sygnałów sterujących pomiędzy zwykle odległym pionem kanalizacyjnym pochodni a odpowiednim pomieszczeniem kontrolnym. Należy rozważyć zainstalowanie telewizora do monitorowania pochodni w pomieszczeniu kontrolnym, aby w razie potrzeby umożliwić ręczną interwencję sterowania tłumiącego.

W przypadku pilotowego systemu zapłonu pochodni sprzęt do monitorowania operacyjnego może obejmować niektóre z następujących narzędzi:

- termopary (ale szukające błędnych sygnałów);
- bezpośredni nadzór płomienia pilota (np. nadzór telewizyjny);
- monitorowanie w podczerwieni, czasami modyfikowane za pomocą monitorowania optycznego w celu pokonania absorpcji promieniowania podczerwonego przez wodę;
- pomiar jasności;
- monitorze EKG
- sondy jonizacyjne;
- alarm niskiego ciśnienia;
- kontrola przepływu gazu płuczącego.

Wymagane jest urządzenie do ciągłego wykrywania obecności płomienia pilotującego.

Temperatura pracy pochodni zależy od materiału, który ma zostać spalony. Zbyt wysoka temperatura może spowodować uszkodzenie izolacji cieplnej, a także nadwyżkę NO_x, podczas gdy temperatura, która jest zbyt niska, może spowodować wytwarzanie nadmiaru tlenu węgla i niespalonych węglowodorów. Należy zapewnić alarmy wysokiej i niskiej temperatury dla pionu kanalizacyjnego pochodni, a także blokadę wysokiego poziomu, aby wyłączyć dopływ gazu do pionu kanalizacyjnego pochodni w przypadku zbyt wysokiej temperatury [143, US Army 2008].

Stosowalność

Pochodnie są szeroko stosowane w przemyśle naftowym, gazowym i petrochemicznym, aby bezpiecznie usuwać nadwyżki łatwopalnych gazów i oparów, gdy nie ma możliwości ich ponownego użycia lub recyklingu. LZO z otworów wentylacyjnych, pomp i sprężarek są gromadzone i kierowane do systemu pochodni. Istotną funkcją pochodni jest zapobieganie niepożądanemu występowaniu większych ilości gazów łatwopalnych, jako środek bezpieczeństwa lub w sytuacjach awaryjnych. Z punktu widzenia technicznego, wszystkie miejsca w zakładzie chemicznym z potencjalnym zabezpieczającym uwolnieniem gazów palnych są podłączone do układu pochodni. Pochodnie zwykle nie są jednak stosowane jako środek ciągły. Mogą być również wykorzystywane do spalania gazów odlotowych generowanych przez urządzenia do oczyszczania ścieków/osadów.

Chociaż podwyższone pochodnie są zwykle używane do spalania awaryjnego oraz spalania gazu spustowego, pochodnie naziemne są częściej wykorzystywane do rutynowego spalania, pod warunkiem, że gaz odlotowy nie zawiera toksycznych składników. Pochodnie naziemne nie mogą – w przeciwieństwie do pochodni podwyższonych – obsługiwać duże wahania przepływu gazu. Gdy występują takie wahania, wymagane jest połączenie z pochodnią podwyższoną/

Limity i ograniczenia stosowania podano w Tabeli 3.296

Tabela 3.296: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane ze spalaniem w pochodni

Kwestia	Limity/ograniczenia
Typowe przepływy gazu	0-1 800 000 Nm ³ /h ⁽¹⁾ (górny limit dla pochodni podwyższonych)
Minimalna wartość opałowa doprowadzanego gazu odlotowego (MJ/Nm ³)	8-11 ⁽²⁾
Temperatura spalania (°C)	> 800 ⁽³⁾
Ciśnienie	Atmosferyczne ⁽⁴⁾
Zawartość tlenu po spalaniu	> 5 % ⁽⁴⁾ (pochodnia muflowa)
Prędkość pochodni (m/s)	0-20 ⁽⁴⁾ (aby zapobiec zapłonowi wstecznemu)
⁽¹⁾ [52, US EPA 1995]. ⁽²⁾ [176, Schenk i wsp. 2009]. ⁽³⁾ [250, Ullmann's 2011]. ⁽⁴⁾ [9, BASF 1999].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.297

Tabela 3.297: Zalety i wady związane ze spalaniem w pochodni

Zalety	Wady
<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Ekonomiczny sposób przetwarzania dużych ilości lotnych związków organicznych zawartych w odpadach gazowych, przypadkowych i w sytuacjach awaryjnych • Może być stosowany do sterowania nieciągłymi lub zmiennymi strumieniami gazów odlotowych 	<p><u>Informacje ogólne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Brak zanieczyszczeń (SO_x, NO_x, tlenek węgla, halogenowodory) poza pochodnią • Może powodować hałas, dym, niedogodności związane z ciepłem i światłem (wymagane środki do tłumienia dymu) • Ciepła spalania nie można odzyskać • Nie nadaje się do przetwarzania związków chlorowcowanych • Wysokie koszty modernizacji
<p><u>Pochodnie podwyższone</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Szybkie i bezpieczne uwalnianie dużych ilości gazów odlotowych • Urządzenia w trybie gotowości do użytku w nagłych wypadkach 	<p><u>Pochodnie podwyższone</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Płomienie pochodni powodują niedogodności w zakresie światła i hałasu • Trudności w obsłudze niskich przepływów • Tworzenie się koksu może spowodować zablokowanie końcówki
<p><u>Pochodnie naziemne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Niezawodny zapłon pochodni (mniejszy wpływ wiatru) • Elastyczne; mogą przyjmować zmiany przepływu gazu w niskim zakresie 	<p><u>Pochodnie naziemne</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Ograniczone możliwości • Nie radzą sobie z dużymi zmianami przepływu gazu, wymagają połączenia z pochodniami podwyższonymi • Zwiększone ryzyko dla zdrowia i bezpieczeństwa w przypadku nieprawidłowego działania • Potencjalnie zmniejszona wydajność z powodu złej jakości paliwa • Niedogodności związane z odorem

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane ze spalaniem w pochodni podano w Tabeli 3.298

Tabela 3.298: Aspekty ekonomiczne związane ze spalaniem w pochodni

Typ kosztów	Pochodnia podwyższona	Pochodnia naziemna
Koszty inwestycji (EUR za 1 000 Nm ³ /h)	~ 100 000–650 000 ⁽¹⁾	Może kosztować trzy do czterech razy więcej niż pochodnie podwyższone ⁽²⁾
Koszty operacyjne (na 1 000 Nm ³ /h)	NI	NI
Robocizna	Również wysoka zmienność; kluczową rolę odgrywa tu umiejętność personelu zajmującego się konserwacją	
Oplacalność (na tonę kontrolowanej substancji zanieczyszczającej rocznie)	NI	NI
Parametry określające koszt	Potencjalne dodatkowe paliwo	
Korzyści	Brak	
⁽¹⁾ Projekt lądowy bez podestu. Koszty mogą się znacznie różnić, ponieważ są zależne od liczby godzin użytkowania pochodni. Ponieważ płomień jest przede wszystkim systemem bezpieczeństwa, liczba godzin, w których jest on stosowany, będzie niska (10 do 100 godzin rocznie) [176, Schenk i wsp. 2009]. ⁽²⁾ [142, Akerodolu i Sonibare 2004]. Uwaga: NI = nie podano informacji.		

Pochodniami są elementy zawierające końcówki o średnicy od 2,5 cm do 2,3 m średnicy, spalające 100% palnego gazu odlotowego o kaloryczności około 17 MJ/Nm³, obsługiwane przez 1 h/rok do 100 h/rok. Pochodnie na niższym końcu zakresu kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych mają większą przepustowość (około 300 000 Nm³/h), a średnica końcówki wynosi do 2,3 m i są obsługiwane przez 100 godzin rocznie lub więcej. Pochodnie na wyższym końcu zakresów kosztów mają mniejszą przepustowość (około 36 Nm³/h), średnicę końcówek wynoszące nawet jedynie 2,5 cm i są obsługiwane przez mniej niż 10 godzin rocznie.

Ponieważ pochodnie są przede wszystkim urządzeniami bezpieczeństwa, które mają do czynienia z przepływami w krótkim okresie (zazwyczaj w stanie zakłócenia lub przypadkowego uwolnienia z procesu), a nie urządzeniem kontrolnym, które traktuje ciągły strumień odpadów, nie jest całkowicie właściwe porównanie opłacalności pochodni do innych urządzeń kontrolnych. Koszt za tonę kontrolowanej substancji zanieczyszczającej w dużej mierze zależy od rocznych godzin pracy. Nieczęste korzystanie z pochodni spowoduje większe koszty za tonę kontrolowanego zanieczyszczenia, a częstsze stosowanie oznacza niższe koszty za tonę kontrolowanego zanieczyszczenia.

Przyczyny wdrożenia

Główną przyczyną wdrożenia jest bezpieczeństwo.

Przykładowe zakłady

Pochodnie są używane na całym świecie, szczególnie w wielu rafineriach oraz zakładach petrochemicznych i produkcji polimerów. Zgłaszane są także przypadki używania pochodni w sektorze żelaza i stali, a także w obiektach składowania odpadów i oczyszczalniach ścieków (np. do przetwarzania nadmiaru biogazu).

Literatura źródłowa

[9, BASF 1999] [24, InfoMil 2000] [34, HMIP 1993] [52, US EPA 1995] [80, World Oil Magazine 2000] [106, COM 2007] [109, COM 2006] [141, VITO 2009] [142, Akerodolu and Sonibare 2004] [143, US Army 2008] [144, Levy et al. 2006] [169, TCEQ 2016] [176, Schenk et al. 2009] [179, UBA DE 2009] [247, COM 2003] [249, BARPI 2016] [250, Ullmann's 2011]

3.5.2 Łączone techniki oczyszczania gazów odlotowych: Centralne spalanie gazu odlotowego

Opis

Strumienie gazów odlotowych z różnych (chemicznych) instalacji są przetwarzane w centralnym piecu/utleniaczu. W wielu przypadkach stosuje się kombinację technik przetwarzania w celu osiągnięcia pożądanych poziomów emisji. Strumienie gazów odlotowych mogą wymagać wstępnej obróbki (np. odpylania) przed wejściem do pieca/utleniacza. Podobnie, w zależności od zanieczyszczeń zawartych w gazach spalinowych po spalaniu, może być potrzebne dalsze oczyszczanie (np. odsiarczanie).

Przykłady łączenia spalania z innymi technikami oczyszczania gazów odlotowych przedstawiono w Tabeli 3,299 poniżej.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Patrz Tabela 3,299 oraz Dział 3.5.1 dla poszczególnych technik przetwarzania.

Efekty między ośrodkami

Patrz Tabela 3,299 oraz Dział 3.5.1 dla poszczególnych technik przetwarzania.

Dane eksploatacyjne

Dane eksploatacyjne dla połączonych technik oczyszczania gazów odlotowych podano w Tabeli 3.299

Tabela 3.299: Łączone techniki oczyszczania gazów odlotowych

Zakład 1 [185. UBA DE 2009]	Zakład 2 [186. UBA DE 2009]	Zakład 3 [187. UBA DE 2009]	Zakład 4 [188. UBA DE 2009]
Opis			
Organiczne gazy odlotowe pochodzące z czterech instalacji spalane są w temperaturze 850°C. Po ochłodzeniu gazu odlotowego zanieczyszczenia nieorganiczne są wyplukiwane w płuczce strumieniowej. Traktowany gaz odlotowy jest emitowany przez pion kanalizacyjny.	Organiczne gazy odlotowe pochodzące z czterech instalacji są spalane w pionowej komorze spalania w temperaturach co najmniej 850°C. Po ochłodzeniu gazu odlotowego zanieczyszczenia nieorganiczne są wyplukiwane w znajdującym się dalej wielostopniowym systemie oczyszczania gazów spalinowych. W celu usunięcia pyłu krzemionkowego następuje dalej absorpcja na mokro z późniejszym przemywaniem jonizacyjnym. Do roztworu dodaje się wodorosiarczyn sodu, aby wyeliminować możliwe emisje chloru. Traktowany gaz odlotowy jest emitowany przez pion kanalizacyjny.	Organiczne gazy odlotowe są spalane powyżej 900°C. Po ochłodzeniu gazu odlotowego zanieczyszczenia nieorganiczne są wyplukiwane w dwustopniowym systemie przemywania gazu spalinowego. Zakładając uwagę odpowiednie przepływy surowego gazu, NO _x jest usuwany podczas spalania przez SNCR z użyciem amoniaku. Traktowany gaz odlotowy jest emitowany przez pion kanalizacyjny.	Strumienie gazu odlotowego załadowane tlenkami azotu i związkami organicznymi są spalane w dwóch połączonych szeregowo komorach spalania: CC21 (redukcja) i CC22 (utlenianie). Po obróbce i schłodzeniu, gaz odlotowy jest emitowany przez pion kanalizacyjny. Ciepło powstające w wyniku spalania służy do wytwarzania pary (od 30 do 40 bar).
System redukcji emisji			
<u>1. Dopalenie termiczne</u> W przypadku gazu ziemnego i płynnego paliwa zastępczego (metanolu), T w komorze reakcyjnej wynosi 850-200°C (850°C podczas działania), przy czasie przebywania 1 sekundy w komorze reakcyjnej.	<u>1. Dopalenie termiczne</u> Przy gazie ziemnym (przepustowość paliwa około 360 m ³ /h, co najmniej 40 m ³ /h) T w komorze reakcyjnej wynosi 850°C, przy czasie wynoszącym 1 sekundę w komorze reakcyjnej.	<u>1. Dopalenie termiczne</u> W przypadku gazu ziemnego i ciekłych paliw zastępczych, T w komorze reakcyjnej wynosi 850-980°C, przy czasie wynoszącym 1 sekundę w komorze reakcyjnej.	<u>1. Dopalenie termiczne</u> W przypadku gazu ziemnego T w komorze reakcyjnej CC21 wynosi 1 350°C, a w CC22 wynosi 900°C, przy czasie w komorze reakcyjnej wynoszącym 0,7 s w CC21 i 1,8 s w CC22.
<u>2. Dwustopniowa mokra płuczka gazowa</u> Płuczka gazu strumieniowego (roztwór NaOH/woda) i wypełniona kolumna (1,5 m, roztworu NaOH/wody, 50°C, pH 8).	<u>2. Mokra płuczka</u> Woda (80-120 m ³ /h, w temperaturze 25-35°C), wartość pH staje się kwaśna z powodu SO _x i HCl z gazów spalinowych (pH utrzymywano na poziomie 5 przez dodanie NaOH).	<u>2. Dwustopniowa mokra płuczka gazowa</u> Roztwór NaOH/wody (w 50-60°C, pierwszy etap pH 2-6, drugi etap pH 7,5-9), pH w pierwszym etapie ulega zakwaszeniu z powodu SO _x i HCl z gazów spalinowych.	
	<u>3. ESP z mokrą jonizacją</u>	<u>3. SNCR</u> Redukcja za pomocą amoniaku, wody amoniakalnej (25%)	
Efekty między ośrodkami			
Nieorganiczne ścieki powstające podczas przemywania gazu strumieniowego są bezpośrednio odprowadzane do rzeki, a ścieki organiczne odprowadzane do oczyszczalni ścieków.	Ścieki powstające podczas mokrego przemywania gazem (maksymalnie 15 m ³ /h, HCl około 30 000 mg/l, SiO ₂ około 3 300 mg/l, ChZT <1 mg/l i AOX <1 mg/l) są odprowadzane do oczyszczalni ścieków (WWTP).	Nieorganiczne ścieki wytwarzane podczas obróbki gazu odlotowego (7m ³ /h, chlorek: 140 kg/m ³ , siarczan: 60 kg/m ³) są odprowadzane do oczyszczalni ścieków, a organiczne ścieki zwraca się do komory spalania jednostki do dopalania termicznego celem spalania.	Woda spustowa z bębna parowego jest kierowana do centralnej oczyszczalni ścieków wraz z innymi ściekami.

Zakład 1 [185, UBA DE 2009]	Zakład 2 [186, UBA DE 2009]	Zakład 3 [187, UBA DE 2009]	Zakład 4 [188, UBA DE 2009]
Materiały eksploatacyjne			
<p>Roztwór NaOH (pluczka gazu odlotowego): 35 m³/h, Powietrze: 0–10 000 kg/h, Woda procesowa: 11 kg/h, Woda zasilająca kocioł: 6,6 kg/h, Gaz ziemny: 600 kg/h, Para: 4 400 t/miesiąc</p>	<p>Roztwór NaOH (pluczka gazu odlotowego): 0100 kg/h Powietrze do spalania: 1 500–7 500 Nm³/h, Woda procesowa: 45 000 kg/h, Woda zasilająca kocioł: 60 Nm³/h, Gaz ziemny: 50–250 Nm³/h, Para (50 bar) : 10 kg/h, Azot: 0-700 Nm³/h, Sprężone powietrze: 15 Nm³/h, Powietrze: 10 Nm³/h, Roztwór wodorosiarczyny sodu: 0-5 kg/h</p>	<p>Roztwór NaOH (pluczka gazu odlotowego): brak danych Powietrze do spalania: 2 000–4 000 Nm³/h, Woda procesowa: 7 Nm³/h, Woda zasilająca kocioł: 3 Nm³/h, Gaz ziemny: 30-150 Nm³/h, Para (50 bar) : 3 t/h, Płynne paliwo dodatkowe: 0–120 kg/h, Woda amoniakalna (25 %): maks. 50 l/h</p>	<p>Powietrze: 0–10 000 kg/h Woda amoniakalna: 50 kg/h Woda zasilająca kocioł: 6 000 kg/h Gaz ziemny: 200 kg/h Para: 4 400 t/miesiąc</p>
Charakterystyka gazu surowego przed systemem redukcji			
<p>OWO > 7 000 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 99% HC l > 10 000 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 98% SO₂ > 800 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 85%</p>	<p>OWO ~ 28 000 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 99,5% HCl ~ 25 000 mg/Nm³ przy >99,5% skuteczności usuwania (maks. proporcja po spalaniu przed przemywaniem) Pył SiO₂ ~ 4 000 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 98% (maks. proporcja po spalaniu przed przemywaniem)</p>	<p>OWO > 5 000 mg/Nm³ przy > 99,5% skuteczności usuwania (maks. 5% wag.) HCl > 10 000 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 98% (maks. 1% wag.) NO_x > 800 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 98% (maks. 0,1% wag.) SO₂ maks. 2% wag. Chlor maks. 0,5% wag. HF maks. 0,01% wag. HBr maks. 0,01% wag. Wodór maks. 50% wag.</p>	<p>OWO ~ 10 000 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 99% NO_x (jako NO₂) ~ 90 000 mg/Nm³ przy skuteczności usuwania > 99% SO₂ obecny w śladach.</p>
Emisje na poziomie pionu kanalizacyjnego			
Mierzone w 2008 roku	Mierzone w 2008 roku	Mierzone w 2008 roku	Mierzone w 2007 roku
Przepływ: 15 200 m ³ /h	Przepływ: 8 615 m ³ /h	Przepływ: 4 000 m ³ /h	Główny przepływ gazu: 6 850 m ³ /h
T gazów odlotowych: 270 C	Gazy odlotowe T: 34 C (zawartość wilgoci w gazach odlotowych: 100 %)	T gazów odlotowych: 52 C (zawartość wilgoci w gazach odlotowych: 100 %)	T gazów odlotowych: 252 C
Zawartość O ₂ : 12,71 % obj. (średnia wartość z 48 średnich półgodzinnych, minimalna wartość 11,96 % obj., maks. 13,3 % obj.)	Zawartość O ₂ : 15% obj. (średnia wartość z 37 półgodzinnych średnich z minimalną wartością 14,75% obj. i maks. 16,73% obj.)	Zawartość O ₂ : 12,79% obj. (średnia wartość z 48 średnich półgodzinnych, minimalna wartość 11,77% obj., maks. 19,04% obj.)	Zawartość O ₂ : 8,7 % obj. (średnia wartość z 3 średnich półgodzinnych, minimalna wartość 8,6 % obj., maks. 8,8 % obj.)
Referencyjna zawartość O ₂ : Nie ma potrzeby standaryzacji emisji.	Referencyjna zawartość O ₂ : 10 %	Referencyjna zawartość O ₂ : Nie ma potrzeby standaryzacji emisji.	Referencyjna zawartość O ₂ : Nie ma potrzeby standaryzacji emisji.
Średnie wartości z 48 średnich półgodzinnych z ciągłego pomiaru emisji: OWO : 0,5 mg/Nm ³ z 0,008 kg/h (maks. 1 mg/Nm ³)	Średnie wartości z 37 średnich półgodzinnych z ciągłego pomiaru emisji: OWO : 25 mg/Nm ³ przy 0,21 kg/h (min. 13 mg/Nm ³ , maks. 48 mg/Nm ³)	Średnie wartości z 86 średnich półgodzinnych z ciągłego pomiaru emisji: OWO : 2 mg/Nm ³ przy 0,008 kg/h (min. 1 mg/Nm ³ , maks. 32 mg/Nm ³)	OWO : każda pojedyncza substancja < granicy wykrywalności (0,1 mg/Nm ³) Średnia wartość z 3 średnich półgodzinnych: NO_x : 156 mg/Nm ³ (min. 130 mg/Nm ³ ,

Rozdział 3

Zakład 1 [185. UBA DE 2009]	Zakład 2 [186. UBA DE 2009]	Zakład 3 [187. UBA DE 2009]	Zakład 4 [188. UBA DE 2009]
<p>NO_x: 151 mg/Nm³ przy 2,3 kg/h (min. 82 mg/Nm³, maks. 256 mg/Nm³) HCl: 12 mg/Nm³ przy 0,18 kg/h (min. 0,5 mg/Nm³, maks. 29 mg/Nm³) SO₂: 3 mg/Nm³ przy 0,05 kg/h (min. 1 mg/Nm³, maks. 6 mg/Nm³) CO: 11 mg/Nm³ przy 0,17 kg/h (min. 5 mg/Nm³, maks. 19 mg/Nm³) CO₂: 98 162 mg/Nm³ przy 1 492 kg/h (min. 89 951 mg/Nm³, maks. 125 159 mg/Nm³)</p>	<p>NO_x: 12 mg/Nm³ przy 0,1 kg/h (min. 8 mg/Nm³, maks. 18 mg/Nm³) HCl: 27 mg/Nm³ przy 0,23 kg/h (min. 18 mg/Nm³, maks. 36 mg/Nm³) SO₂: 207 mg/Nm³ przy 1,78 kg/h (min. 112 mg/Nm³, maks. 332 mg/Nm³) CO: 615 mg/Nm³ przy 5,3 kg/h (minimum 199 mg/Nm³, maks. 878 mg/Nm³) CO₂: 108 071 mg/Nm³ przy 931 kg/h (min. 104 492 mg/Nm³, maks. 112 236 mg/Nm³) Cl₂: <2 mg/Nm³ z <0,02 kg/h (min. <2 mg/Nm³, maks. <2 mg/Nm³)</p>	<p>HCl: 14 mg/Nm³ przy 0,06 kg/h (min. 1 mg/Nm³, maks. 55 mg/Nm³) SO₂: <1 mg/Nm³ z <0,002 kg/h (min. <1 mg/Nm³, maks. 1 mg/Nm³) Średnie wartości z 36 średnich półgodzinnych z ciągłego pomiaru emisji: NO_x: 107 mg/Nm³ przy 0,42 kg/h (min. 43 mg/Nm³, maks. 281 mg/Nm³)</p>	<p>maks. 174 mg/Nm³) SO₂: <1 mg/Nm³, poniżej granicy wykrywalności (min. <1 mg/Nm³, maks. <1 mg/Nm³) CO: 5,8 mg/Nm³ (min. 5,6 mg/Nm³, maks. 5,9 mg/Nm³) CO₂: 5,5% obj. (min. 5,4% obj., maks. 5,5% obj.)</p>
<p>Średnia wartość z 12 pojedynczych próbek pobranych w ciągu 24 godzin: N₂O: 22 mg/Nm³ z 0,33 kg/h (w min. 10 mg/Nm³, maks. 49 mg/Nm³).</p>	<p>Średnia wartość z 9 pojedynczych próbek pobranych w ciągu 20 godzin: N₂O: <2 mg/Nm³ z <0,02 kg/h (min. <2 mg/Nm³, maks. <2 mg/Nm³). Pył (SiO₂) (4 pomiary): <1 mg/Nm³ z <0,01 kg/h</p>	<p>Średnie wartości z 61 średnich półgodzinnych z ciągłego pomiaru emisji: CO: 16 mg/Nm³ przy 0,06 kg/h (min. 5 mg/Nm³, maks. 59 mg/Nm³) CO₂: 93 652 mg/Nm³ przy 374 kg/h (minimalna 45630 mg/Nm³, maks. 118 102 mg/Nm³) Średnia wartość z 12 pojedynczych próbek pobranych w ciągu 48 godzin: N₂O: 424 mg/Nm³ z 1,7 kg/h (min. 79 mg/Nm³, maks. 1 650 mg/Nm³). Amoniak: <5 mg/Nm³ przy <0,02 kg/h (min. <5 mg/Nm³, maks. <5 mg/Nm³)</p>	<p>Obliczane alternatywnie przy pomocy współczynników emisji: N₂O: 2,15 mg/Nm³ przy 0,01 kg/h, poniżej granicy wykrywalności.</p>
Aspekty ekonomiczne			
<p>Koszty inwestycyjne w wysokości około 2,5 mln EUR. Roczne koszty eksploatacji i konserwacji nie są określone.</p>	<p>Koszty inwestycyjne w wysokości około 6 mln EUR. Roczne koszty eksploatacji i konserwacji nie są określone.</p>	<p>Nie określono.</p>	<p>Koszty inwestycji: 6,6 miliona EUR Koszty konserwacji: 200 000 EUR rocznie (łącznie z obsługą) Roczne koszty eksploatacyjne: 1,6 miliona EUR (w tym ścieki) Obsługa: Część kosztów utrzymania (ścieki)</p>

Stosowalność

W Dziale 3.5.1 opisano poszczególne techniki przetwarzania.

Aspekty ekonomiczne

Patrz. Tabela 3,299 oraz Dział 3.5.1 dla poszczególnych technik przetwarzania.

Przyczyny wdrożenia

W Dziale 3.5.1 opisano poszczególne techniki przetwarzania.

Przykładowe zakłady

Zakłady centralnego oczyszczania gazów odlotowych w Niemczech (patrz: Tabela 3.299). Aluchemie (NL) stosuje rekuperacyjne dopalanie termiczne z obróbką wstępną i dalszą dla gazów odlotowych.

Literatura źródłowa

[185, UBA DE 2009] [186, UBA DE 2009] [187, UBA DE 2009] [188, UBA DE 2009]

3.5.3 Połączenie technik oczyszczania ścieków i gazów odlotowych: Komory do spalania

Opis

Komory spalania to rodzaj spalarni/dopalacza zaprojektowany specjalnie do połączonego spalania odpadów ciekłych i gazów odlotowych, a także ciał stałych rozproszonych w cieczach i są wykorzystywane w przemyśle chemicznym do spopielania cieczy i gazów odlotowych. Więcej informacji można znaleźć w dokumencie BREF dotyczącym spalania odpadów [108, COM 2006] .

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Redukcja emisji do powietrza i wody.

Efekty między ośrodkami

Zużycie energii i materiałów do uruchomienia instalacji.

Dane eksploatacyjne

Spalarnia z komorą spalania, systemem odzysku ciepła (5,3 MW z odzyskiem ciepła z kotła parowego), systemem recyrkulacji, kwasowymi i żrącymi jednostkami myjącymi oraz SCR do spalania gazów odlotowych z wielozadaniowego zakładu produkującego farmaceutyczne związki chemiczne i składniki będące farmaceutycznymi substancjami aktywnymi mogą osiągnąć wartości emisji podane w Tabeli 3,300 ponad rok (referencyjny poziom O₂: 10%) z resztkową szybkością przepływu gazów odlotowych 12 500 Nm³/h [227, CWW TWG 2009].

Tabela 3.300: Przykład efektywności środowiskowej spalarni

Parametry	Wartość emisji (mg/Nm ³)	Uwagi
NH ₃	1,1	Pojedynczy pomiar
NO _x (jako NO ₂)	22	Ciągły pomiar
HF	0,13	Pojedynczy pomiar
PCDD/PCDF	0,01 ng/Nm ³	Pojedynczy pomiar
HCl	1	Ciągły pomiar
Br (jako HBr)	0,8	Pojedynczy pomiar
Pył	5	Pojedynczy pomiar
OWO (jako C)	0,56	Ciągły pomiar
SO ₂	1,9	Pojedynczy pomiar
CO	20	Ciągły pomiar

Źródło: [227, CWW TWG 2009].

Więcej przykładów danych na temat wydajności środowiskowej spalarni można znaleźć w BREF dot. spalania odpadów [118, COM 2006] .

Stosowalność

Zależy od ogólnej koncepcji przetwarzania odpadów i emisji.

Aspekty ekonomiczne

Nie podano informacji.

Przyczyny wdrożenia

Przyczyny wdrożenia obejmują przestrzeganie przepisów.

Przykładowe zakłady

Różne przykładowe zakłady wymieniono w BREF dot. spalania odpadów [108, COM 2006] .

Literatura źródłowa

[108, COM 2006] [227, CWW TWG 2009]

3.5.4 Techniki zapobiegania/zmniejszania rozproszonych emisjom LZO

3.5.4.1 Streszczenie

Rozproszone emisje LZO są emisjami niekanałowymi, które nie są uwalniane przez określone punkty emisji, takie jak piony kanalizacyjne. Rozproszone emisje LZO w sektorze chemicznym/petrochemicznym mogą wynikać z następujących czynników:

- źródła "obszarowe", takie jak otwarte powierzchnie magazynowe/zbiorniki, filtry z otwartą misą lub zakłady oczyszczania ścieków lub
- źródła "punktowe", takie jak elementy pod ciśnieniem w instalacji technologicznej (np. kołnierze rur i zawory).

Emisje rozproszone ze źródeł punktowych określa się jako **emisje niezorganizowane** . Emisje niezorganizowane charakteryzują się w dużej mierze wystąpieniami losowymi i zwykle występują poprzez relaksację lub postępujące zużycie elementów uszczelniających w określonych urządzeniach (np. pompach, kołnierzach, zaworach, pokrywach zbiornika, sprzężarkach, mieszadłach i mieszalnikach); w przypadku złej konstrukcji/instalacji, eksploatacji, konserwacji lub projektu; lub przez awarię sprzętu.

Chociaż ilość emisji ulotnych jest zwykle niewielka dla pojedynczego składnika (z wyjątkiem katastrofalnych awarii), duża liczba komponentów w zakładzie przetwórstwa na dużą skalę (np. LLZO) powoduje, że łączne emisje niezorganizowane mogą być znaczące.

Rozproszone emisje LZO stanowią problem w przemyśle chemicznym, głównie w produkcji związków organicznych. Niektóre LZO są klasyfikowane jako toksyczne (np. benzen, monomer chlorku winylu, dichlorek etylenu). Ponadto lotne związki organiczne są jednym z głównych czynników (wraz z NO_x i CO w nasłonecznionych warunkach) do tworzenia ozonu troposferycznego, który może być szkodliwy dla zdrowia. Niektóre lotne związki organiczne mogą mieć również intensywny odor (np. aldehydy, aminy, merkaptany i inne związki zawierające siarkę) i mogą stać się uciążliwe dla ludności mieszkającej w pobliżu instalacji, nawet przy bardzo niskich stężeniach. Niektóre LZO są również problemem z powodu niszczenia przez nie warstwy ozonowej i/lub ich potencjału globalnego ocieplenia.

Techniki redukcji emisji rozproszonych można wdrożyć podczas:

- projektowania procesów i instalacji;
- instalacji i uruchamiania w zakładach;
- działania zakładu.

Tabela 3.301 umożliwia przegląd rozproszonych i ukierunkowanych emisji LZO z sektora chemicznego.

Bardziej szczegółowe informacje na temat technik redukcji rozproszonych emisji LZO ze zbiorników można znaleźć w dokumencie BREF dotyczącym emisji z magazynowania [[113, COM 2006](#)].

Tabela 3.301: Przegląd rozproszonych i ukierunkowanych emisji LZO z sektora chemicznego

Rodzaj źródła emisji	Opis	Względny udział w całkowitej emisji LZO z zakładu	Kwantyfikacja emisji	Kontrola emisji	Uwagi
Ujścia atmosferyczne	Emisje z otworów technologicznych. Obejmują one emisje procesowe i emisje z oczyszczania, jeżeli są one odprowadzane do atmosfery, niezależnie od tego, czy wydzielanie odbywa się przez urządzenie redukujące. Wyłączone: emisje z ujścia zbiornika, emisja z otworu do załadunku, emisje wynikające z otwierania zbiorników technologicznych, wynikające z eksploatacji lub z czynności konserwacyjnych.	Niski dla większości procesów. Może być bardziej znaczący w zakładach OFC (ujścia przerywane nie zawsze nadają się do redukcji). Mogą mieć wysoki udział w fabrykach polimerów w wyniku odgazowywania gotowego produktu.	Obliczenia na podstawie danych procesowych. W razie potrzeby obliczenia można uzupełnić pomiarami przepływu i stężenia; należy zapewnić reprezentatywność emisji w czasie pomiaru.	Modyfikacja warunków procesu. Ujścia polimerowe: zwiększają rozdział nieprzereagowanych monomerów. Połączenie się z urządzeniem ograniczającym emisje.	Koszt instalacji urządzenia redukującego może być wysoki w przypadku małych otworów lub dużych otworów przy niskim stężeniu LZO, dlatego należy określić progę, poniżej której redukcja nie jest ekonomicznie uzasadniona.
Zawory bezpieczeństwa (SV)	Emisje wynikające z otwarcia zaworów bezpieczeństwa do atmosfery spowodowanych nadmiernym ciśnieniem w zabezpieczonym sprzęcie. Wewnętrzny wyciek SV jest uważany za część emisji nieorganizowanych.	Niski: związany z incydentami.	Wykrywanie uwolnień i obliczenia na podstawie modelu uwalniania SV w celu obliczenia emisji z epizodów otwarcia SV.	Unikanie incydentów. System spustowy.	Połączenie SV z istniejącą pochodnią wiąże się z bardzo wysokimi kosztami, jeśli wymaga to modyfikacji zbiórki do pochodni. Nie jest uzasadnione dla SV uwalniającego niewielkie ilości w przypadku incydentów.
Otwieranie pojemników i zbiorników	Emisje wynikające z otwierania zbiorników technologicznych, wynikające z działalności (np. proces wsadowy OFC) lub z działań konserwacyjnych (np. czyszczenie, inspekcja).	Niski udział w większości procesów może być wyższy dla niektórych procesów OFC. Należy wziąć pod uwagę w przypadku zbiorników magazynowych.	Oszacować emisję z wyprzedzeniem podczas przygotowywania procedury.	Głębsze rozhermetyzowanie i lepsze płukanie przed otwarciem.	Przechwytywanie i ograniczanie emisji jest generalnie niewykonalne.
Ujście zbiornika	Emisje z atmosferycznych zbiorników magazynowych, w tym ujście ze stożkowych zbiorników dachowych i wylotu ciśnieniowego/podciśnieniowego (PVV) ze zbiorników z osłoną azotową. Wyłączone: emisje ze zbiorników pod ciśnieniem i emisje podczas czyszczenia cystern.	Zależy od charakteru i ilości cieczy przechowywanych w zbiornikach atmosferycznych. Emisje z cysterny mogą być znaczącym źródłem dla dużych zakładów LLZO.	Kalkulacja emisji zgodnie z metodą API/EPA (program TANKS) jest dokładna dla dobrze konserwowanych zbiorników. Dlatego przydatne jest uzupełnienie tego programem kontroli jakości uszczelnień.	Patrz Dokument Referencyjny dotyczący Emisji z Magazynów [113, COM 2006]. Określono odpowiednie kontrole dla każdej usługi.	Pomiary punktowe nie mogą być wykorzystywane do obliczania emisji na długi czas (np. rok) ze względu na zmienność w zależności od rodzaju operacji i warunków pogodowych.

Rodzaj źródła emisji	Opis	Względny udział w całkowitej emisji LZO z zakładu	Kwantyfikacja emisji	Kontrola emisji	Uwagi
pigmentem	Emisje wynikające z załadunku statków, barek, ciężarówek, wagonów silnikowych lub innych ruchomych kontenerów, bez względu na to czy są wyposażone w urządzenie przeciwpożarowe, czy nie.	Obciążenie substancjami lotnymi może mieć znaczny udział jeżeli nie zostanie wykonane żadna redukcja lub odzyskiwanie lotnego materiału.	Współczynniki emisji na załadunek są dostępne w oparciu o ewolucję stężenia w wypartych parach. Metody te są dokładne.	Powrót oparów, odzysk oparów lub redukcja w przypadku instalacji materiału lotnego. Suchozłącza do łączenia węży załadowniczych.	Emisje spowodowane odgazowywaniem zbiorników zwykle nie są uznawane za część emisji z zakładów.
Pobieranie próbek	Emisje z pobierania próbek i z opróżniania pojemników do pobierania próbek.	Pomniejsze źródło.	Emisje z niezamkniętych punktów pobierania próbek można określić ilościowo, mierząc średnią stratę podczas płukania do powietrza i mnożąc ją z częstotliwością pobierania próbek. Próbkowana objętość ostatecznie uwolniona do powietrza po zakończeniu analizy laboratoryjnej może zostać pomnożona przez częstotliwość próbkowania.	Zamknięte systemy pobierania próbek.	–
Spalanie	Emisje reszkowe z urządzeń do spalania wynikające z niepełnego spalania paliwa. Emisje z pochodni są wyłączone.	Nawet w instalacjach z dużymi jednostkami spalania niespalona frakcja paliwa z kotłów i pieców stanowi zwykle mniejszy czynnikiem przyczyniający się do emisji LZO.	Ilość LZO w gazie spalinowym podczas typowych operacji może zostać mierzona i wykorzystana jako czynnik emisji, który jest potencjalnie ponownie sprawdzany w regularnych odstępach czasu. Kiedy nie ma dostępu do pionu kanalizacyjnego, publikowane są ogólne czynniki, np. przez UE.	Utrzymywać dobrą skuteczność spalania.	Obejmuje to dopalacze stosowane do redukcji
Pochodnie	Emisje reszkowe LZO po spalaniu w pochodni, wynikające z niepełnego spalania spalanych gazów.	Potencjalnie istotne źródło dla dużych zakładów, jednak dokładne określenie ilościowe emisji nie jest obecnie możliwe.	Szacowany na podstawie przyjętej wydajności spalania. Podjęto próby oceny rzeczywistej wydajności spalania pochodni. Zależą one od projektu pochodni, ilości spalanej w porównaniu ze zdolnością pochodni, prędkości wiatru, ilości pary dodanej do pochodni, składu spalanych gazów itp.	Najlepsza kontrola to zminimalizowanie spalanie w pochodni. Dobra praktyka polega na mierzeniu składu spalonego gazu.	Wydajność utleniania jest trudna do ustalenia. Patrz: Dział 3.5.1.6.
Ścieki	Emisje z otwartego systemu zbierania ścieków, z wyłączeniem emisji z urządzeń oczyszczalni ścieków.	Zwykle niewielkie źródło. Emisje z podziemnych kanałów grawitacyjnych są bardzo niskie.	Często nieuwzględniane w obliczeniach emisji. Jeżeli kanały przechodzą przez otwarte doły lub przepompownie podnoszące, należy wziąć pod uwagę pochodzące z nich emisje.	Zminimalizować lotne węglowodory w ściekach. Zminimalizować czas przebywania.	–

Rodzaj źródła emisji	Opis	Względny udział w całkowitej emisji LZO z zakładu	Kwantyfikacja emisji	Kontrola emisji	Uwagi
Oczyszczalnie ścieków	Emisje z oczyszczalni ścieków (np. zbiorniki, separatory, flotacja rozpuszczonego powietrza).	Emisje LZO z oczyszczalni ścieków zależą od zawartości i lotności lotnych związków organicznych w wodzie i od temperatury wody. Wkład ten może być znaczący w niektórych zakładach.	Istnieje kilka metod, ale poziom niepewności wszystkich metod jest bardzo wysoki ze względu na wielkość sprzętu i złożoność mechanizmu uwalniania LZO.	Zakłady oczyszczania ścieków zajmują się kwestiami bezpieczeństwa; pary mogą wymagać kierowania do redukcji lub być stosowane jako powietrze do spalania w kotle lub piecu.	Jeżeli emisje są uważane za duże, można zastosować metody pomiaru powierzchni. Istnieją modele symulacyjne, ale wymagają one znacznej ilości danych próbkowania. Wyniki wydają się wątpliwe w przypadku obecności wolnych węglowodorów.
Emisje niezorganizowane	Emisje wynikające z luzów urządzeń i systemów rurociągów, które zostały zaprojektowane pod kątem szczelności. Najbardziej powszechnymi punktami emisji są trzonki zaworów, kołnierze, wały pompy i otwarte końce. Wewnętrzne wycieki z zaworów bezpieczeństwa ulatniające się do atmosfery są uwzględnione w emisjach niezorganizowanych i mogą prowadzić do znacznych emisji, jeśli nie zostaną wykryte.	Emisje niezorganizowane są głównym źródłem emisji LZO w przypadku dużych instalacji LLZO obsługujących substancje lotne. Ich udział w całkowitej emisji LZO jest niższy w zakładach polimerowych, jeśli emisje końcowe są znaczące. Emisje niezorganizowane są na ogół niskie w zakładach OFC oraz w zakładach zajmujących się substancjami o niskiej lotności.	Właściwa kwantyfikacja poszczególnych wycieków wymaga zamknięcia wycieku (pakowania), co nie ma zastosowania w przypadku pracującego zakładu. Dlatego też opracowano metody kwantyfikacji w oparciu o zastosowaną metodę wykrywania wycieków. W każdym razie niepewność związana z kwantyfikacją emisji niezorganizowanych jest bardzo wysoka. Kwantyfikacja wewnętrznych wycieków z zaworów bezpieczeństwa może zostać przeprowadzona za pomocą monitorowania akustycznego i korelacji ze wskaźnikiem nieszczelności w celu obliczenia emisji wynikających z wycieku wewnętrznego.	Programy wykrywania i naprawy wycieków (LDAR) (patrz Dział 3.5.4.4). Dobra konserwacja i terminowa wymiana sprzętu. SV: Monitorowanie akustyczne w celu wykrycia wycieku wewnętrznego przez SV. Połączenie z siecią pochodni, jeśli jest to możliwe.	–
Przypadkowe emisje	Emisje wynikające z incydentów, takich jak wycieki. Zawory bezpieczeństwa (patrz wyżej) nie są ogólnie uwzględniane w emisjach przypadkowych.	Zwykle nieistotne.	Bezpośredni pomiar zazwyczaj nie jest możliwy z powodu ich nagłego wystąpienia. Nawet jeśli nie można ich zmierzyć, zapisy parametrów procesu, takich jak ciśnienie, czas i temperatura, są często dostępne i można je wykorzystać do uzyskania rozsądnych danych szacunkowych.	Unikanie incydentów.	–

Źródło: [174, CEFIC 2011]

3.5.4.2 Techniki zapobiegania/zmniejszania rozproszonych emisji LZO związane z procesem i projektem instalacji

Opis

Techniki redukcji rozproszonych emisji LZO można rozważyć podczas obu faz procesu projektowania:

- projekt procesu
- projekt instalacji.

Projekt Procesu

Warunki projektu procesu (np. temperatura procesu i ciśnienie oraz prężność par płynu procesowego) mogą wpływać na poziom emisji rozproszonych. Jednak nie są one wybierane niezależnie, zależą również od innych parametrów (np. aktywności katalizatora). Na przykład wiele strumieni technologicznych w zakładach petrochemicznych jest "lekkich" (zawierając co najmniej 20% substancji o prężności par większej niż 0,3 kPa w 20°C) i stosuje się je w warunkach wysokiego ciśnienia (1 5003 000 kPa), które sprzyjają stratom przez dyfuzję. Z drugiej strony, w niektórych operacjach o niższych temperaturach roboczych i ciśnieniach, w których ciśnienie pary cieczy jest niższe, emisje rozproszone są względnie niższe [121, ESA 2005].

Techniki ograniczania emisji rozproszonych wynikających z projektowania procesów mieszczą się w zakresie innych chemicznych BREF (np. LLZO BREF i OFC BREF). Odpowiednie techniki mogą być wprowadzane pod kątem:

- optymalizacji układu katalitycznego, konstrukcji reaktora i parametrów fizycznych, aby zminimalizować tworzenie się lotnych produktów ubocznych (np. optymalizacja chemii do bezpośredniej syntezy w produkcji silikonów w celu uniknięcia powstawania lekkich węglowodorów);
- osiągnięcia równowagi między czystością materiału zasilającego, etapami przetwarzania, jakością produktu i generowaniem odpadów;
- ograniczenia stosowania lotnych związków i stosowanie produktów o niższej prężności par i wyższych progach odoru, np. przy produkcji substancji OFC [105, COM 2006];
- przeprowadzenia separacji ciał stałych/cieczy (np. ciecz jest rozpuszczalnikiem) w taki sposób, aby zminimalizować emisje LZO, np. za pomocą wirówek, utrzymując układ zamknięty dla kolejnych operacji (np. dalsze przetwarzanie lub suszenie);
- do oczyszczania strumieni ścieków, które zawierają (mieszaniny) lotnych związków organicznych poprzez odpędzanie, rektyfikację i ekstrakcję lub kombinacje tych technik w celu usunięcia rozpuszczalników, które mogłyby przyczynić się do emisji rozproszonych podczas dalszych operacji przetwarzania (np. centralne oczyszczalnie ścieków) i umożliwić ich ponowne użycie.

Projektowanie instalacji

Dobór elementów instalacji i sposób, w jaki są one skonfigurowane, mogą w dużym stopniu wpłynąć na zasięg emisji rozproszonych. W przypadku nowych zakładów w początkowej fazie projektowania istnieje znacząca szansa na włączenie szerokiej gamy technik ograniczania emisji rozproszonych. W przypadku istniejących zakładów można podjąć wysiłki w celu włączenia wielu z tych technik w czasie jako część procesu ciągłego doskonalenia.

Techniki redukcji emisji rozproszonych poprzez dobór i konfigurację komponentów zakładów obejmują:

1. Ograniczenie liczby potencjalnych źródeł emisji:

- projektowanie układu rurociągów odpowiednio przez:
 - minimalizację długości przebiegu rury,
 - zmniejszenie liczby kołnierzy (złączy) i zaworów,
 - stosowanie spawanych łączników i rur;
- stosowanie, jeśli to możliwe, transferu ciśnienia (np. grawitacji), aby wyeliminować stosowanie pomp.

2. Maksymalizowanie elementów zabezpieczeń wynikających z procesu:

- do zamykania (częściowo lub całkowicie) systemów odprowadzania ścieków i zbiorników wykorzystywanych do przechowywania/oczyszczania ścieków;
- w celu zminimalizowania emisji podczas pobierania próbek za pomocą zamkniętych systemów pobierania próbek lub analizatorów liniowych;
- w celu instalacji układu odpływu konserwacyjnego, aby wyeliminować otwarte wypływy z kanalizacji.

3. Wybór sprzętu o wysokiej integralności:

- zawory z podwójnymi uszczelkami tłoku lub równie skuteczny sprzęt;
- dopasowywanie uszczelek o wysokiej integralności (takich jak spiralnie zwinięte z rowkowanymi powierzchniami lub połączenia pierścieniowe) do krytycznych zastosowań;
- pompy/kompresory/mieszadła wyposażone w uszczelnienia mechaniczne zamiast w dławnicowych;
- napędzane magnetycznie pompy/sprężarki/mieszadła.

4. Wybór odpowiednich materiałów do sprzętu:

- w celu zapewnienia odpowiedniego doboru całego sprzętu (np. uszczelek) do każdego zastosowania procesowego;
- aby uniknąć korozji poprzez odpowiedni dobór materiału konstrukcyjnego;
- aby zapobiec korozji poprzez wyściełanie lub powlekanie urządzeń, malowanie rur w celu zapobiegania korozji zewnętrznej i stosowanie inhibitorów korozji materiałów mających styczność ze sprzętem.

5. Ułatwianie czynności konserwacyjnych poprzez zapewnienie dostępu do potencjalnie nieszczelnego sprzętu.

6. Zbieranie i przetwarzanie emisji:

- przenoszenie potencjalnie możliwych do zebrania przecieków (np. uszczelnienia sprężarek, wyloty i przewody płuczące) do pochodni lub do bezpłomieniowych dopalaczy.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zapobieganie i ograniczanie emisji rozproszonych, w szczególności rozproszonych emisji LZO.

Efekty między ośrodkami

Zbieranie i ograniczanie emisji rozproszonych może prowadzić do osiągnięcia granic wybuchowości w wyniku gromadzenia się lotnych związków organicznych. Ten problem podlega dyrektywom ATEX [126, EU 2014] [131, EC 1999].

Dane eksploatacyjne

Emisje rozproszone można oszacować podczas projektowania procesów i instalacji, stosując technikę, która zlicza liczbę potencjalnych źródeł punktów emisji (kołnierze, zawory, pompy itp.) i stosuje standardowe współczynniki emisji związane z zawartym płynem. Wiarygodność współczynnika emisji w danym zastosowaniu zależy od jakości współczynnika, konkretnych zanieczyszczeń będących przedmiotem zainteresowania i rodzaju źródła.

Stosowalność

Wymienione powyżej techniki ograniczania emisji rozproszonych związanych z procesem i projektem instalacji mają ogólne zastosowanie wobec wszystkich nowych chemicznych zakładów produkcyjnych. W przypadku istniejących zakładów zastosowanie może być ograniczone ze względu na wymagania operacyjności i należy dołożyć starań, aby włączyć te techniki w czasie jako część procesu ciągłego doskonalenia.

Aspekty ekonomiczne

Koszt technik redukcji emisji rozproszonych związanych z procesem i projektem instalacji zależy od konkretnej instalacji. Oczekuje się, że koszty będą niższe w przypadku nowych zakładów. W dłuższej perspektywie korzystanie z urządzeń o wysokiej integralności może zmniejszyć koszty konserwacji i czas poświęcony na monitorowanie.

Redukcja emisji rozproszonych często zapewnia możliwości oszczędności surowców lub uniknięcia strat produktów końcowych, co przynosi korzyści ekonomiczne.

Przyczyny wdrożenia

Przyczyny wdrożenia obejmują:

- ustawodawstwo środowiskowe;
- zmniejszenie strat materialnych;
- zdrowie i bezpieczeństwo pracowników.

Przykładowe zakłady

Wszystkie nowe zakłady chemiczne.

Literatura źródłowa

[81, IMPEL 2000] [105, COM 2006] [121, ESA 2005] [126, EU 2014] [131, EC 1999]

3.5.4.3 Techniki zapobiegania/zmniejszania rozproszonych emisji LZO związane z budową, montażem i uruchomieniem instalacji/sprzętu

3.5.4.3.1 Techniki ogólne

Opis

Sposób instalowania komponentów instalacji może w znacznym stopniu wpływać na emisje, co jest oczywistym problemem przed oddaniem do eksploatacji nowego zakładu. Jednak ponowna instalacja elementów zakładu w ramach prac konserwacyjnych lub prac projektowych nad już eksploatowanymi zakładami może również mieć znaczący wpływ na emisje.

Techniki ograniczania rozproszonych emisji LZO związanych z instalacją zakładu mogą obejmować:

- zapewnienie dobrze określonych i kompleksowych procedur budowy i montażu maszyn/urządzeń, w tym wykorzystanie zaprojektowanego naprężenia uszczelki dla połączenia kołnierzewego (patrz Dział 3.5.4.3.2);
- zapewnienie niezawodnych procedur uruchamiania i oddawania do eksploatacji zakładów/sprzętu, zgodnie z wymaganiami projektowymi (np. zainstalowane zostały prawidłowe uszczelki, rury nie zawierają dodatkowych połączeń kołnierzewych).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zapobieganie i ograniczanie emisji rozproszonych, w szczególności rozproszonych emisji LZO.

Efekty między ośrodkami

Brak.

Dane eksploatacyjne

Rozproszone emisje LZO z poszczególnych elementów instalacji mogą być monitorowane w ramach procesu rozruchu i przekazania zakładu w celu ustalenia czy instalacja została zainstalowana prawidłowo i zgodnie z projektem.

Stosowalność

Techniki te mają zastosowanie wobec wszystkich nowych i istniejących zakładów chemicznych.

Aspekty ekonomiczne

Koszt technik związanych z instalacją zakładu/sprzętu w celu ograniczenia emisji rozproszonych zależy od konkretnej instalacji.

Redukcja emisji rozproszonych często zapewnia możliwości oszczędności surowców lub uniknięcia strat produktów końcowych, co przynosi korzyści ekonomiczne.

Przyczyna wdrożenia

Przyczyny wdrożenia obejmują:

- ustawodawstwo środowiskowe;
- zmniejszenie strat materialnych;
- skrócenie czasu uruchomienia;
- zdrowie i bezpieczeństwo pracowników.

Przykładowe zakłady

Wszystkie nowe i istniejące zakłady chemiczne.

Literatura źródłowa

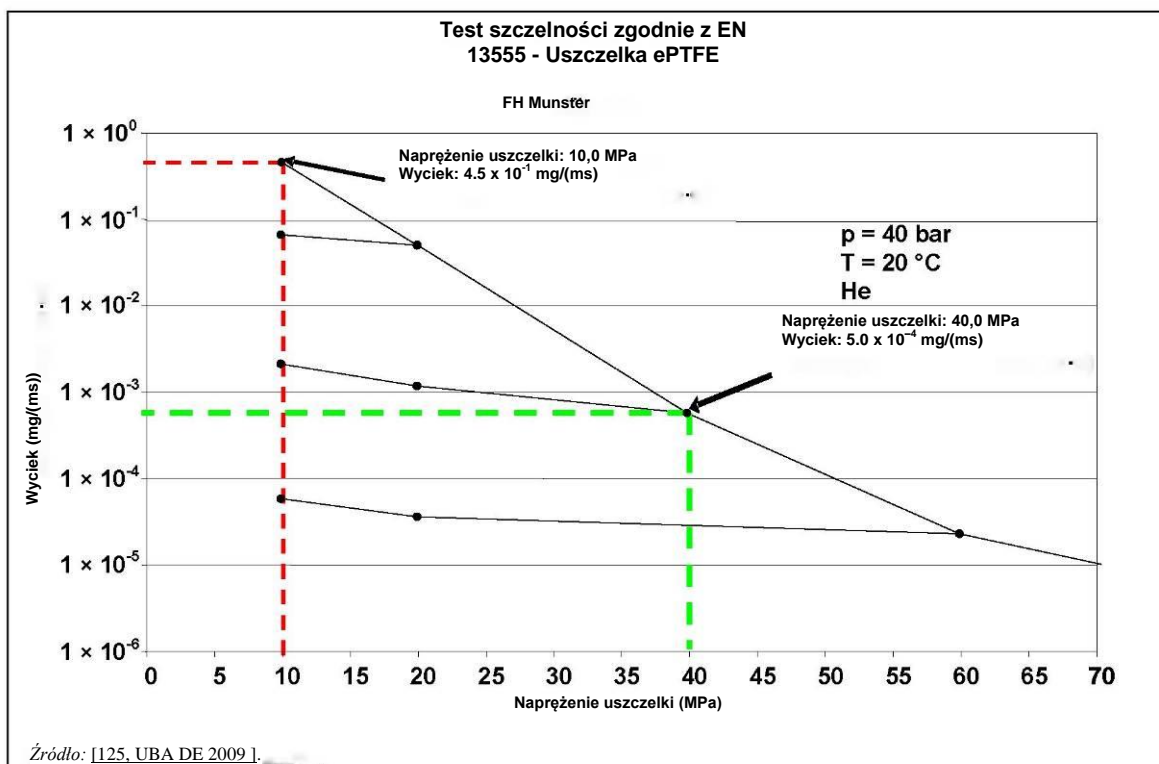
[81, IMPEL 2000] [121, ESA 2005]

3.5.4.3.2 Wykorzystanie zaprojektowanego naprężenia uszczelki do połączenia kołnierzowego

Opis

Połączenia kołnierzowe składają się ze śrub, kołnierzy i uszczelki. Zasadniczo wszystkie połączenia kołnierzowe są źródłem LZO. Można wprowadzić rozróżnienie między "źródłami dużych wycieków", które powodują znacznie większą emisję LZO niż oczekiwano oraz połączenia kołnierzowe, które uwalniają LZO w granicach oczekiwanej i dopuszczalnej szybkości wycieku.

Normy przemysłowe podają, że połączenia kołnierzowe powinny być wystarczająco "szczelnie", aby nie można było zaobserwować wycieku. Wycieki (np. niedopuszczalne LZO, "źródła dużych wycieków") mogą powodować korozję kołnierzy lub śrub, "pocenie się" uszczelki, pojawienie się kropli mediów na kołnierzach itp. Niezależnie od rodzaju przecieków i rodzaju kołnierzy, śrub oraz uszczelki stosowanych w połączeniu kołnierzowym, początkowe naprężenie uszczelki podczas instalacji jest najważniejszym parametrem redukującym emisję LZO. Inne parametry, takie jak ciśnienie wewnętrzne i media procesowe, nie mają tak znaczącego wpływu na szybkość wycieku (patrz Rysunek 3.111). Średnie wartości wycieków z elementów instalacji technologicznej wykazują wyższe poziomy emisji dla lekkich cieczy w porównaniu do ciężkich cieczy, a nawet wyższe emisje dla strumieni gazu [227, CWW TWG 2009] .



Rysunek 3.111: Natężenie przepływu przecieku i naprężenie uszczelki

Rysunek 3.111 pokazuje, że naprężenie uszczelki o wartości 10 MPa prowadzi do wycieku helu z szybkością $4,5 \times 10^{-1} \text{ mg}/(\text{s} \times \text{m})$. Złącze kołnierzowe z płynnym medium byłoby uważane za szczelne przy tym naprężeniu uszczelki.

Przeciwnie, naprężenie uszczelki równe 40 MPa prowadzi do szybkości wycieku wynoszącej $5 \times 10^{-4} \text{ mg}/(\text{s} \times \text{m})$. Szybkość wycieku przy 40 MPa w porównaniu z 10 MPa jest zatem zmniejszona o współczynnik 900, nawet gdy oba naprężenia uszczelki prowadzą do "szczelnych" połączeń kołnierzowych. Przykład ten jest reprezentatywny dla wszystkich typów uszczelki i stalowych kołnierzy o oznaczeniu PN.

Podsumowując, konieczne jest poznanie maksymalnego dopuszczalnego naprężenia uszczelki w celu zminimalizowania emisji LZO. Droga do osiągnięcia tego celu obejmuje:

- 1) uzyskanie certyfikowanej wysokiej jakości uszczelki, np. zgodnej z EN 13555:2005;
- 2) obliczanie najwyższego możliwego obciążenia sworzni, np. zgodnie z EN 1591-1:2001;
- 3) uzyskanie kwalifikowanego sprzętu do montażu kołnierzy;
- 4) nadzór nad dokręceniem śrub przez wykwalifikowanego monter.

Certyfikat dla określonego rodzaju uszczelki wskazuje na wysokiej jakości uszczelkę.

Obliczenia dają z jednej strony analizę naprężeń dla połączenia kołnierzowego, a z drugiej strony (np. z EN 15911) analizę przecieku. Analiza wycieków nie pozwala na obliczenie emisji LZO w rzeczywistych jednostkach procesowych, ale oznacza minimalną siłę śruby, jaką należy osiągnąć podczas montażu. Celem obliczeń powinno być (w krokach iteracyjnych) osiągnięcie najwyższego możliwego naprężenia uszczelki podczas montażu, co w dużym stopniu zależy od metody dokręcania śrub podczas montażu.

Kwalifikowany sprzęt do montażu kołnierza jest kluczowym elementem do osiągnięcia obliczonego naprężenia uszczelki. Zalecane są kontrolowane układy dokręcania śrub ze śrubami powyżej M16. Takimi układami mogą być na przykład klucze dynamometryczne lub sterowane hydrauliczne układy do dokręcania momentem.

Ostatnim etapem jest odpowiedni system zarządzania jakością, który gwarantuje wysokiej jakości montaż złącza przez wykwalifikowanych monterów.

Wspomniany wyżej szlak obejmuje podejście inżynierskie. W porównaniu z amerykańską metodą EPA ma znaczącą przewagę unikania emisji LZO od samego początku, a ostatecznie oszczędza pieniądze dzięki zmniejszeniu ilości utraconych mediów procesowych, zwiększeniu bezpieczeństwa przed wydmuchem uszczelki (ze względu na wyższe naprężenie uszczelki podczas eksploatacji) i skrócony czas przestoju jednostek procesowych dzięki lepszej dostępności.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Korzyści dla środowiska zostaną osiągnięte dzięki znacznie zmniejszonej emisji lotnych związków organicznych z połączeń kołnierzowych. Jak pokazano w Rysunku 3.111 który jest reprezentatywny dla standardowych kołnierzy stalowych z oznaczeniem PN (kołnierze oznaczone klasą osiągają jeszcze wyższe naprężenia uszczelki, ale niekoniecznie niższe wartości nieszczelności, ponieważ efektywna szerokość uszczelki będzie większa z powodu mniejszego obrotu kołnierza), szybkość wycieku może zostać znacznie zmniejszona (o kilka rzędów wielkości). Niezbędne kroki do osiągnięcia tych celów zostały wymienione jako 1) do 4) powyżej.

Przykład Rysunek 3.111, kołnierza DN50-PN40 (dwucalowego) zainstalowanego przy początkowym naprężeniu 10 MPa, występują w nim emisje LZO 3.12 kg/rok (hel); przy montażu z 40 MPa emisje wynoszą 0,0035 kg/rok. W jednostkach procesowych chemicznych i petrochemicznych występuje znacznie więcej kołnierzy i większe średnice niż pokazano w podanym przykładzie.

Powyższe obliczenia są jedynie przykładem i nie oznaczają to, że konieczne jest osiągnięcie 40 MPa, czy też, że 10 MPa jest pewnym minimum. Pokazuje tylko, że "dociśnięcie" (naprężenie uszczelki 10 MPa) może łatwo ulec poprawie, gdy podczas montażu osiągnięty zostanie większe naprężenie uszczelki.

Rozdział 3

Oprócz korzyści dla środowiska, opisana procedura obejmuje większy margines bezpieczeństwa i dłuższe okresy między okresami przestoju.

Efekty między ośrodkami

Nie oczekuje się efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy różnymi ośrodkami.

Dane eksploatacyjne

Testy laboratoryjne i liczne raporty badawcze/projekty uniwersytetów i firm dowodzą, że dostatecznie wysokie naprężenia uszczelki i wyżej wymieniona droga prowadzą do opisywanych skutków niższych emisji LZO, poprawy bezpieczeństwa i skrócenia okresów przestojów.

Stosowalność

Technikę można zastosować do wszystkich jednostek procesowych w przemyśle petrochemicznym i chemicznym oraz w przemyśle celulozowo-papierniczym, a także w elektrowniach.

Aspekty ekonomiczne

Koszty inwestycyjne są zwykle marginalne, ponieważ certyfikat "TA Luft" (obowiązkowy tylko w Niemczech) pochodzi od producenta uszczelki. W każdym razie należy przeprowadzić obliczenia (często bez najnowocześniejszych wytycznych obliczeń). Montaż za pomocą standardowego klucza jest nie mniej kosztowny niż montaż za pomocą kluczy dynamometrycznych. Z drugiej strony można oczekiwać oszczędności dzięki zmniejszeniu strat mediów procesowych, poprawie bezpieczeństwa połączeń kołnierzowych, a tym samym zmniejszeniu czasu przestojów.

Przyczyna wdrożenia

Nowe standardy europejskie i standardy krajowe staną się coraz ważniejsze. Aktualna norma obliczeniowa EN 1591-1:2001 i każda inna wytyczna obliczeń, która pozwala na obliczenie najwyższego możliwego obciążenia śruby (które musi zostać osiągnięte podczas montażu) doprowadzi do obniżenia emisji LZO. Jednak same obliczenia nie prowadzą do osiągnięcia ogólnego celu. W rzeczywistości obowiązkowe jest łączenie wymienionych powyżej punktów 1) do 4).

Przykładowe zakłady

Nie podano informacji.

Literatura źródłowa

[125, UBA DE 2009] [227, CWW TWG 2009]

3.5.4.4 Wykrywanie i naprawa nieszczelności/monitorowanie rozproszonych emisji LZO za pomocą wężu i OGI

Opis

Niezorganizowane emisje LZO można zmniejszyć poprzez wykrywanie i późniejsze naprawy lub wymianę nieszczelnych elementów. Osiąga się to poprzez przyjęcie strukturyzowanego podejścia, powszechnie znanego jako program wykrywania i naprawy nieszczelności (LDAR). Program LDAR jest zwykle oparty na ryzyku i obejmuje dwa podstawowe etapy:

- identyfikację nieszczelnych elementów,
- naprawę tych przecieków w celu zminimalizowania strat.

Wykrywanie nieszczelności

Obecnie dostępne są dwie metody identyfikacji wycieków, a każda metoda ma swoje mocne i słabe strony. Dlatego też przy wyborze metody należy określić cel leżący u podstaw pomiaru. W niektórych okolicznościach konieczne może być połączenie metod, aby w pełni zrozumieć poziomy wycieków. Metody na dużą skalę (patrz: Dział 3.5.4.5.) mogą szybko lokalizować główne obszary emisji, ale nie być w stanie identyfikować poszczególnych źródeł niezorganizowanych emisji. Konserwacja może ulec poprawie za pomocą kamer na podczerwień w celu lokalizacji źródeł wycieku.

1. Metoda EN 15446: Wąchanie

Wykrywanie wycieków za pomocą przenośnych analizatorów nazywa się "wąchaniem". Metoda ta identyfikuje nieszczelne elementy poprzez pomiar stężenia par węglowodorów (w ppm) w bezpośrednim sąsiedztwie wycieku za pomocą detektora płomieniowo-jonizacyjnego (FID), detektora półprzewodnikowego lub detektora fotojonizacyjnego (PID). Wybór najbardziej odpowiedniego typu detektora zależy od charakteru wykrywanej substancji.

Sprawdzenie każdego potencjalnie nieszczelnego komponentu za pomocą przenośnych analizatorów jest czasochłonne i kosztowne. Ponadto, niektóre punkty przecieku w instalacji mogą być trudne lub niemożliwe z wykorzystaniem ręcznych detektorów w celu uzyskania pomiaru. Badania z wykorzystaniem węchu wymagają starannego przygotowania i zwykle odbywają się w kampaniach obejmujących określoną część zakładu. W związku z tym niektóre firmy opracowały zatem podejście "**ukierunkowanego monitorowania**", w którym większy nacisk kładzie się na komponenty o wyższej tendencji do wycieków.

2. Metoda optycznego obrazowania gazu (OGI)

Metoda optycznego obrazowania gazu polega na wykrywaniu przecieków dzięki zaawansowanym ręcznym kamerom na podczerwień, które zostały specjalnie opracowane do tego celu. Istnieją systemy aktywne i pasywne: systemy aktywne wykorzystują odpowiednio dostrojoną wiązkę lasera, podczas gdy systemy pasywne wykrywają promieniowanie podczerwone odbijane przez sprzęt. Obrazowanie gazowe oparte na kamerach pasywnych zostało wprowadzone na początku XXI wieku i umożliwia bezpośrednią wizualizację wycieku i elementu z wyciekiem oraz zapisywanie obrazów. W zapisach tych chmury gazu są widoczne jako jasne lub ciemne smugi.

Bezpośrednia wizualizacja wycieków ma wielką wartość dla poprawy wydajności konserwacji sprzętu, ponieważ naprawiany jest tylko nieszczelny sprzęt. Kolejną zaletą kamery jest możliwość wykrywania przecieków pod izolacją i ekranowaniem na odległość, dzięki czemu można zlokalizować i naprawić emisje LZO ze składników niedostępnych dla wąchania. OGI stosuje się głównie w większych instalacjach/jednostkach.

Kamery na podczerwień są dostrojone do wykrywania specyficznych wiązań molekularnych. Dlatego granica detekcji zależy od rodzaju cząsteczki. W 2012 r. czułość kamer na podczerwień była niższa niż w przypadku tradycyjnych urządzeń do wąchania. Szczególnie dobrze współpracują z alkanami, ale gorzej z BTEX.

Niektóre zakłady przed uruchomieniem używają kamer na podczerwień, aby zagwarantować szczelność procesu (np. przez zwiększenie ciśnienia w sprzęcie). Inne wykorzystują kamery do celów bezpieczeństwa i poszukiwania dużych wycieków.

Techniki optycznego obrazowania gazu zyskują na popularności. Ich zdolność do wykrywania najbardziej znaczących niezorganizowanych emisji LZO została potwierdzona podczas prób terenowych, a amerykańska Agencja Ochrony Środowiska uważa, że w ciągu kilku lat można osiągnąć równoważną redukcję niezorganizowanych emisji LZO w porównaniu do stosowania metod wąchania [127, US EPA 2008].

Jednak na początku 2014 r. nie były dostępne żadne normy zapewniające porównywalność pomiarów OGI między różnymi instrumentami i/lub użytkownikami. Jednak taka normalizacja rozpoczęła się w CEN, po udzieleniu zgody przez Komisję Europejską w 2012 r. [168, COM 2012].

Naprawa nieszczelności

Do naprawy nieszczelności często stosuje się podejście etapowe:

- Początkowa interwencja, taka jak dokręcanie śrub w celu wyeliminowania nieszczelności trzonów zaworów lub kołnierzy, instalowanie szczelnych zatyczek na otwartych końcach. Taką interwencję muszą przeprowadzić wykwalifikowani operatorzy, podejmując niezbędne środki ostrożności.
- Sprzęt z przeciekami, których nie można powstrzymać drobnymi interwencjami, wymaga naprawy. Może to wymagać wymiany uszczelek lub uszczelniania, a zatem może wymagać wycofania sprzętu z eksploatacji.
- Jeśli nie można wykonać skutecznej naprawy, należy rozważyć wymianę sprzętu.

Rozdział 3

Programy LDAR oparte na wążaniu zwykle nie obejmują zbiorników i obszarów zakładów, do których dostęp jest utrudniony. Pomiary OGI i całego zakładu (patrz Dział 3.5.4.5.) zidentyfikują obszary problemów, które nie są monitorowane i pozwolą na zajęcie się nimi. W wielu przypadkach umożliwiają one skuteczniejszą alokację wysiłków związanych z konserwacją, przede wszystkim w obszarach o najwyższej emisji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Zapobieganie i ograniczanie niezorganizowanych emisji LZO.

Efekty między ośrodkami

Brak.

Dane eksploatacyjne

Nie podano informacji.

Stosowalność

LDAR ma zastosowanie wobec zakładów obsługujących LZO. LDAR jest zwykle wdrażana w sposób oparty na ryzyku, np. zakłady ze sprzętem o wysokiej integralności wymagają mniej rygorystycznej aplikacji LDAR.

Aspekty ekonomiczne

Oszacowano, że koszty inwestycyjne analizatora wynoszą 5 000-20 000 EUR za wążanie i 70 000-100 000 EUR za OGI. Podczas pracy główną różnicą jest czas wymagany do przeprowadzenia pomiarów. Podczas korzystania z metod wążania, zespół analityków może codziennie sprawdzać tylko około 500 elementów. W przeciwieństwie do tego techniki optycznego obrazowania gazu pozwalają na badanie od 15 000 do 20 000 elementów dziennie. W związku z tym metody wążania są zazwyczaj mniej kosztowne w przypadku małych instalacji, z kolei OGI są tańsze w przypadku dużych instalacji [140, CEFIC 2008].

W typowej amerykańskiej rafinerii lub dużej instalacji petrochemicznej z ponad 200 000 regulowanych elementów roczny koszt programu LDAR przekracza 750 000 EUR (rzeczywisty koszt 1 000 000 USD, średni kurs wymiany w 2010 r.: EUR/USD = 1,329) wraz z Metodą 21 US EPA opartą na wążaniu.

Przyczyna wdrożenia

Przyczyny wdrożenia obejmują:

- ustawodawstwo środowiskowe;
- zmniejszenie strat materialnych;
- zdrowie i bezpieczeństwo pracowników.

Przykładowe zakłady

Programy LDAR są szeroko stosowane w instalacjach petrochemicznych i rafineriach.

Literatura źródłowa

[81, IMPEL 2000] [121, ESA 2005] [127, US EPA 2008] [140, CEFIC 2008] [168, COM 2012] [209, Energy Institute 2010] [211, US EPA 2006] [215, INERIS 2010]

3.5.4.5 Monitorowanie rozproszonych emisji LZO za pomocą DIAL i SOF

Opis

Aby ocenić skuteczność wszystkich technik stosowanych w celu zapobiegania/zmniejszania rozproszonych emisji LZO, dostępne są dwie metody monitorowania, jak opisano poniżej.

1. Metoda absorpcji różnicowej LIDAR (DIAL)

Metoda DIAL może być ukierunkowana na jeden lub dwa związki na raz. Można ją wykorzystać do ogólnego oszacowania stężenia LZO poprzez ukierunkowanie na ogólną długość fali, która jest reprezentatywna dla wiązania węgiel-wodór w związkach będących przedmiotem zainteresowania. Pomiar ogólny dostarczy informacji o związkach C₂ do C₈.

Systemy DIAL mają zarówno element podczerwieni, jak i ultrafioletowy. DIAL podczerwieni stosuje głównie wobec alkanów, chociaż może zidentyfikować większość związków z absorpcją w zakresie widma w podczerwieni pomiędzy 2,5 μm a 4 μm – w tym, na przykład, chlorowodór, podtlenek azotu i metanol. Granice wykrywalności dla alkanów mieszczą się w zakresie 10–50 ppb na odległościach do około 800 metrów. UV/DIAL w paśmie widocznym może zidentyfikować i oznaczać benzen, toluen i ksyleny w zakresie 10–20 ppb i może być również używana do pomiaru pierwiastka rtęci, ozonu, dwutlenku siarki, dwutlenku azotu i tlenku azotu.

Granice detekcji są bardzo zależne od warunków na terenie w momencie pomiaru. Podczas projektu weryfikacji przeprowadzonego przez brytyjskie Krajowe Laboratorium Fizyczne stwierdzono, że pomiary DIAL dla znanego uwalniania metanu mieściły się w granicach ± 10% rzeczywistych wartości. W innych doświadczeniach pomiary DIAL mieściły się w granicach ±12% rzeczywistej wartości smugi węglowodoru alifatycznego i mieściły się w zakresie ±15% smugi toluenu [211, US EPA 2006]. Aby uzyskać strumienie masowej emisji, dane o stężeniach na odcinku smugi mnoży się przez prędkość wiatru prostopadłą do płaszczyzny pomiaru. Dostępność danych o wietrze, dokładność i reprezentatywność są niezbędne do zmniejszenia niepewności pomiaru. Ogólna niepewność w warunkach przemysłowych jest oceniana na około 30-50%, w większości pochodzi z oceny prędkości wiatru [116, COM 2015].

Metoda DIAL może zapewnić ostrożne oszacowanie, ponieważ niekoniecznie wychwytuje całą smugę. Niemniej jednak, badania DIAL na ponad 100 obiektach wykonanych w różnych warunkach klimatycznych, środowiskowych i operacyjnych pokazują, że obiekt ma wyższe emisje niż podawane [211, US EPA 2006].

2. Metoda przenikania promieniowania słonecznego (SOF)

Metoda przenikania promieniowania słonecznego (SOF) wykorzystuje pasywny system FTIR zamontowany w ciężarówce. Metoda ta mierzy olefiny i alkany, ale nie związki aromatyczne. Istnieją również inne ograniczenia dotyczące zakresu węglowodorów, które można zmierzyć, tj. cięższych niż C₈ do C₁₀. Jej użycie jest ograniczone do słonecznych dni, a wiatr musi wiać przez długi czas w tym samym kierunku.

Ogólna niepewność w zakresie kwantyfikacji w warunkach przemysłowych jest oceniana na około 35–40%. Większość z nich wynika z niepewności oceny wiatru (prędkości i kierunku) i niepewności wyszukiwania (połączony efekt stabilności oprzyrządowania i wyszukiwania wobec wyszukanych kolumn całkowitych w trakcie transektu smugi).

Chociaż każde podejście jest inne, metody DIAL i SOF generują w przybliżeniu równoważne oszacowania emisji.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Ułatwienie zapobiegania i zmniejszania rozproszonych emisji LZO.

Efekty między ośrodkami

Brak.

Dane eksploatacyjne

W Szwecji metody DIAL (do 1988 r., raz na trzy lata) i SOF (po 1998 r.) są wykorzystywane do przeprowadzenia oceny na poziomie obiektu w instalacjach petrochemicznych.

Stosowalność

Ma zastosowanie we wszystkich obiektach petrochemicznych.

DIAL i SOF można wykorzystać do ogólnego kwantyfikacji rozproszonych emisji LZO, ale wykazują one ograniczenia dokładności lokalizacji określonych źródeł emisji [81, IMPEL 2000] [174, CEFIC 2011].

Dostępność komercyjna DIAL i SOF jest ograniczona w niektórych państwach członkowskich UE. Aspekty ekonomiczne

W zależności od wielkości witryny, typowy koszt badania DIAL wynosi od 75 000 do 150 000 EUR (rzeczywisty koszt od 100 000 USD do 200 000 USD, średni kurs wymiany walut za 2010 r.: EUR/USD = 1,329).

Przyczyna wdrożenia

Przyczyny wdrożenia obejmują:

- ustawodawstwo środowiskowe;
- zmniejszenie strat materialnych;
- zdrowie i bezpieczeństwo pracowników.

Przykładowe zakłady

Instalacje petrochemiczne i rafinerie w Szwecji.

Literatura źródłowa

[81, IMPEL 2000] [116, COM 2015] [121, ESA 2005] [174, CEFIC 2011] [209, Energy Institute 2010] [211, US EPA 2006] [215, INERIS 2010]

3.5.5 Emisje odorów

3.5.5.1 Streszczenie

[195, ADEME 2009] [196, ADEME 2005] [197, DEFRA 2010]

Zanieczyszczenie zapachowe (patrz definicja w Glosariuszu) zanieczyszczenie wiąże się z emisją dużej liczby związków chemicznych, głównie:

- związków **siarki** (np. siarkowodór, merkaptany, siarczki, disiarczki);
- związków **azotu** (np. amoniak, aminy, związki heterocykliczne);
- związków **tłenu** (np. kwasy organiczne, takie jak kwas octowy, aldehydy, takie jak formaldehydy, ketony i alkohole);
- **węglodorów**.

Wiele sektorów przemysłowych i nieprzemysłowych stanowi źródło emisji odorów, takich jak sektor rolnictwa intensywnego, sektor przetwórstwa spożywczego, rzeźnie, oczyszczalnie ścieków, przetwórstwo odpadów, produkcja celulozy i papieru, rafinerie oraz branża chemiczna i petrochemiczna. Ponadto przechowywanie i obsługa odpadów, osadu (patrz w szczególności Dział 3.4.2 dotyczący technik oczyszczania osadu), szlamu i chemikaliów często stanowią źródło zanieczyszczeń zapachowych. Ponadto sporadyczne awarie w obiektach należących do tych sektorów mogą prowadzić do krótkotrwałych problemów z odorem.

Temat odoru jest złożony ze względu na fakt, że:

- odor może powstać z pojedynczej substancji lub z kombinacji substancji;
- w połączeniu z innymi substancjami, charakterystyczny odor pojedynczej substancji można zmodyfikować tak, aby był nierozpoznawalny;
- odor z połączenia substancji zmienia się, gdy mieszanina zostaje rozcieńczona, a stężenie każdej substancji spada poniżej jej progu odoru;
- odory substancji lub mieszaniny substancji mogą być przyjemne, gdy są rozcieńczone lub drażliwe, gdy są stężone;
- odory przyjemne lub dopuszczalne dla jednego nosa mogą być drażliwe dla drugiego;
- ludzie mają odmienne progi odoru, wobec tego odory, które są wykrywane przez jedną osobę, mogą nie być wykrywalne dla innej osoby.

Ponadto, w porównaniu z innymi rodzajami zanieczyszczeń, zanieczyszczenie odorami ma pewne szczególne cechy.

- Bardzo niskie granice wykrywalności niektórych związków zapachowych wymagają systemów pomiarowych o wysokich poziomach wydajności (odor może zostać wykryty przez ludzki nos gdy stężenia znanych substancji wywołujących odor są bliskie zeru, np. 0,00050,001 mg/m³ dla merkaptanów 0,025 mg/m³ dla H₂S, 1 mg/m³ dla formaldehydu). Wartości progowe odoru dla ponad 150 substancji LZO można znaleźć w BREF LLZO [104, COM 2003] .
- W niektórych Państwach Członkowskich istnieją określone dopuszczalne limity emisji zanieczyszczeń odorami.

Wybór technik stosowanych do pomiaru i oczyszczania zanieczyszczeń zapachowych może być utrudniony. Wynika to z faktu, iż w przeciwieństwie do innych rodzajów zanieczyszczeń, które można zmierzyć i poddać obróbce w stosunkowo prosty sposób, pomiar odorów jest złożony ze względu na subiektywność i losowe cechy odory. Ma to wpływ na wybór i rozmiar instalacji przeznaczonej do ochrony przed zanieczyszczeniami zapachowymi. Istnieją jednak sprawdzone techniki zwalczania problemów z nieprzyjemnym odorem, o których mowa w Dziale 3.5.5.4.2.

3.5.5.2 Plan zarządzania odorami

Opis

Plan postępowania wobec odorów (OMP) jest częścią systemu zarządzania środowiskiem (EMS) instalacji (patrz Dział 3.1.2) i obejmuje wszystkie następujące elementy:

- protokół zawierający odpowiednie działania i ramy czasowe;
- protokół monitorowania odorów;
- protokół reagowania na zidentyfikowane incydenty zapachowe;
- program zapobiegania i ograniczania nieprzyjemnych odorów, mający na celu określenie źródła (źródeł), pomiar/oszacowanie narażenia na zapach, scharakteryzowanie udziału źródeł i wdrożenie środków zapobiegawczych i/lub ograniczających.

Zatwierdzony OMP może zostać udostępniony publicznie.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Minimalizacja szkodliwych emisji jest korzyścią dla środowiska.

Efekty między ośrodkami

Nie ma żadnych skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami związanych z wdrażaniem tej techniki.

Dane eksploatacyjne

Nie podano informacji.

Stosowalność

Technika ta ma zastosowanie wobec nowych i istniejących instalacji, pod warunkiem że można się spodziewać uciążliwości związanej z odorem lub została uzasadniona.

Aspekty ekonomiczne

Nie podano informacji.

Przyczyna wdrożenia

Nie podano informacji.

Przykładowe zakłady

Nie podano informacji.

Literatura źródłowa

[197, DEFRA 2010.] [201, Agencja Ochrony Środowiska (Anglia i Walia) 2010.] [204, Agencja Środowiska (Anglia i Walia) 2011.]

3.5.5.3 Monitorowanie odorów

3.5.5.3.1 Streszczenie

[101, COM 2016.] [195, ADEME 2009.] [196, ADEME 2005.]

Monitorowanie odoru przeprowadza się przy użyciu metod analitycznych (tj. analizy fizycznej i chemicznej) lub podejść sensorycznych. Analizy sensoryczne, przypisane do „czujnika ludzkiego”, są przyczyną znacznych niepewności.

Techniki można podzielić na trzy kategorie:

- dla oznaczania stężenia odorów (wyrażone w ou_E/m^3 , do kontroli wartości granicznych): olfaktometria dynamiczna (patrz Dział 3.5.5.3.2);
- dla percepcji nieprzyjemnych odorów w otaczającym obszarze (wpływu): ankiety związane z przykrymi odorami (patrz Dział 3.5.5.3.3) mapowanie intensywności odoru (patrz Dział 3.5.5.3.4), koła odorów (patrz Dział 3.5.5.3.5);
- do samodzielnego monitorowania: elektroniczne nosy (patrz Dział 3.5.5.3.6).

Aby określić stężenie odoru, należy pobrać próbkę powietrza. Techniki pobierania próbek są podobne do tych stosowanych do pomiaru pojedynczych związków.

Monitorowanie odoru przeprowadza się w miejscach, w których można spodziewać się uciążliwości zapachowych lub udowodnić je.

3.5.5.3.2 Dynamiczna olfaktometria

Opis

Stężenie odoru jest określane przez zespół przeszkolonych osób oceniających lub panelistów. Stężenie odoru mierzy się zgodnie z normą europejską EN 13725:2003 [219, CEN 2003.]. Jest niezależne od ludzkiej wiedzy na temat substancji zapachowych, ponieważ ludzki nos reaguje na każdy gaz zapachowy powyżej granicy wykrywalności.

Podstawą tej metody pomiaru jest fakt, że osoba może wykryć nieprzyjemny zapach, jeśli przekroczony zostanie indywidualny próg odoru.

Gazowa próbka odorantów jest pobierana bezpośrednio na miejscu przy użyciu "zasady płuca", aby zapobiec zanieczyszczeniu próbki przez system pompujący stosowany do jej zbiórki. Gaz gromadzi się w specjalnych bezwonnym workach, unikając adsorpcji na ich powierzchni wewnętrznej. Stężenie odoru jest

wyznaczane przez dynamiczną olfaktometrię, tj. przez przedstawienie próbki panelowi wybranych i przebadanych osobników ludzkich, zmieniając stężenie przez rozcieńczenie próbki bezwonnym gazem w celu określenia współczynnika rozcieńczenia przy progu wykrywalności wynoszącym 50% (to znaczy, gdy odor jest odczuwany jedynie przez 50% panelu testowego). Wartość liczbowa stężenia zapachowego jest równa współczynnikowi rozcieńczenia, który jest niezbędny do osiągnięcia progu odoru dla tej próbki. Jego jednostką jest Europejska Jednostka Zapachowa na metr sześcienny (ou_E/m^3) w warunkach standardowych dla olfaktometrii (101,3 kPa, 293 K). Dlatego też stężenie odorów przy progu odoru wynosi z definicji 1 ou_E/m^3 .

Członkowie panelu muszą spełniać określone wymagania, na przykład dotyczące wrażliwości na n-butanol.

Aby zapewnić wymagany poziom dokładności, stężenie odorów określa zespół złożony z sześciu do ośmiu członków. Laboratorium musi być wentylowane, aby odizolować panelistów od nieprzyjemnego odoru otoczenia. Próbki należy poddać analizie w ciągu 24 godzin od pobrania próbki.

Analizy fizyko-chemiczne i olfaktometryczne są komplementarne w celu określenia parametrów roboczych odpowiedzialnych za emisje.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięta korzyścią dla środowiska jest umożliwienie minimalizacji emisji odorów.

Efekty między ośrodkami

Nie ma żadnych skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami związanych z tą techniką.

Dane eksploatacyjne

Niedokładność tej metody dla współczynników rozcieńczenia poniżej 30 ogranicza jej zastosowanie do określenia stężenia przykrych odorów w środowisku (tj. poza miejscem). Kiedy znane są natężenia przepływu odorów dla głównych emiterów instalacji, często preferowane jest modelowanie dyspersji odorów celem oszacowania wpływu odorów danego zakładu.

Metoda ta może być stosowana w celu określenia wyższych emiterów w instalacjach, które odpowiadają emisjom rozproszonym lub kanałowym poprzez określenie natężenia przepływu odorów. Dane te uzyskuje się, na przykład:

- przez pomnożenie stężenia nieprzyjemnego odoru przez natężenie przepływu gazu dla źródła kanałowego;
- przez pomnożenie stężenia nieprzyjemnego odoru przez szybkość przepływu odnawiającego się powietrza na godzinę dla źródła objętościowego;
- bezpośrednio przez manipulowanie próbkami przez komorę strumienia powietrza.

Stosowność

Technika ma zastosowanie wobec nowych i istniejących instalacji.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.302

Tabela 3.302: Zalety i wady związane z dynamiczną olfaktometrią z oceną dokonywaną przez człowieka

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Próbki pobiera się stosunkowo łatwo • Wyniki są podawane przez ludzi w odniesieniu do percepcji populacji • Można narzucić wartości graniczne na główne źródła w celu minimalizacji emisji • Metoda uzupełniająca dla analizy chemicznej 	<ul style="list-style-type: none"> • Nieciągły pomiar • Ponieważ zanieczyszczenia obecne w próbce nie są znane, należy podjąć pewne środki ostrożności w celu uniknięcia jakiegokolwiek negatywnego wpływu na zdrowie członków panelu • Niepewność metody nie jest znana (wykonywane są badania na rzeczywistych próbkach gazowych)

Aspekty ekonomiczne

Koszt jednej analizy mieści się w przedziale 300-400 EUR.

Przyczyna wdrożenia

Technika ta jest stosowana w instalacjach/jednostkach, które muszą przestrzegać limitów emisji odorów, gdy dokuczliwość związana z przykrym odorem stanowi problem lub gdy pojawiają się skargi w pobliżu instalacji/miejsca.

Przykładowe zakłady

Zgodnie z doniesieniami, technika ta jest stosowana w takich sektorach jak oczyszczalnie ścieków, zakłady produkcji ubocznej pochodzenia zwierzęcego i kompostownie.

Literatura źródłowa

[207, INERIS 2009] [219, CEN 2003]

3.5.5.3.3 Badania odorów

Opis

Dokuczliwość odoru jest pojęciem subiektywnym. Jego ocena powinna opierać się na doniesieniach i zachowaniach mieszkańców. Dokuczliwość wynika z wielu czynników, w tym ze stężenia/intensywności nieprzyjemnych odorów, czasu trwania ekspozycji, częstotliwości występowania, uciążliwości (ton hedoniczny), oczekiwań receptorów i czynników psychospołecznych wpływających na osobistą percepcję i zachowanie w stosunku do nieprzyjemnego odoru.

Dokuczliwość odoru ocenia się za pomocą różnych technik opartych na kwestionariuszach. Są one wypełniane regularnie przez mieszkańców-wolontariuszy w celu oceny postrzeganej dokuczliwości. Odpowiedzi są skorelowane z warunkami meteorologicznymi, aby powiązać emisję zakładu z opisanymi uciążliwościami.

Respondenci oceniają percepcję odoru, jakość i odczucie dokuczliwości w pięciopunktowej skali:

- "zdecydowanie nie jest irytujący",
- "lekko irytujący",
- „irytujący”,
- „bardzo irytujący”,
- "skrajnie irytujący".

Przeprowadzenie ankiety wymaga wystarczającej ilości odpowiedzi, aby przeprowadzić analizę statystyczną. Dlatego badanie to może trwać dość długo (od sześciu miesięcy do jednego roku) i wymaga wielu obserwacji i wystarczającej liczby mieszkańców poddanych próbom przestrzennym z uwzględnieniem odległości oddziaływań (mniej stężonych odwrotnie do odległości od zakładu).

Reprezentatywne obserwacje z pobierania próbek (w czasie i przestrzeni) uzyskuje się, biorąc pod uwagę zwłaszcza gęstość zaludnienia, kierunek i prędkość dominujących wiatrów oraz teoretyczne odległości oddziaływania (określone przez modelowanie dyspersji odorów).

Badanie dokuczliwości odorów w środowisku otaczającym instalację/miejsce jest przeprowadzane przed rozpoczęciem czynności związanych z uruchomieniem w odniesieniu do instalacji/miejsca, a następnie w regularnych odstępach czasu (np. corocznie).

Narzędzie pomiarowe (kwestionariusz) jest opracowywane i zatwierdzane przed jego użyciem.

Wyniki są zestawiane i podsumowywane w regularnych deklaracjach środowiskowych (patrz Dział 3.1.2) i są wykorzystywane jako część planu postępowania wobec odorów (patrz Dział 3.5.5.2).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Umożliwienie minimalizacji emisji odorów stanowi osiąganą korzyść dla środowiska.

Efekty między ośrodkami

Nie ma żadnych skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami związanych z tą techniką.

Dane eksploatacyjne

Badania przykrych odorów przeprowadzane przez komitet mieszkańców mogą zapewnić lepszą znajomość warunków, w których mogą występować dokuczliwe odory. Taka wiedza może prowadzić do zmian w konfiguracji i działaniach zakładu w celu zmniejszenia dokuczliwości ze strony przykrych odorów.

Należy określić parametry, które należy poddać ocenie w celu ograniczenia wpływu odorów i można zaproponować zalecenia, np. konkretne praktyki na miejscu, których należy unikać w charakterystycznych warunkach meteorologicznych, określając przystosowane metody zapobiegania lub ograniczania zanieczyszczeń, biorąc pod uwagę główne źródła, które przyczyniają się do dokuczliwości.

Przeprowadzenie ankiety dotyczącej odoru przez komitet mieszkańców może prowadzić do:

- określenia zmiennych, które mają wpływ na dokuczliwość odoru (emisje, warunki meteorologiczne, określone działania);
- określania i porównywania okresów pozbawionych zjawisk dokuczliwych z okresami występowania dokuczliwości;
- zaprojektowania narzędzia oceny i ankiety w celu określenia stopnia dokuczliwości w sąsiedztwie zakładu;
- prowadzenia rejestru zdarzeń związanych z przykrymi odorami w celu uzyskania dobrego zrozumienia głównych czynników prowadzących do dokuczliwości i skarg.

Wymagania dotyczące przeprowadzania badań nad przykrymi odorami przez komitet mieszkańców zostały wymienione poniżej.

- Posiadanie wystarczającej liczby ochotników do przeprowadzenia odpowiedniej analizy statystycznej.
- Możliwość motywowania respondentów w okresie od kilku miesięcy do jednego roku.
- Dokładna analiza danych, np. biorąc pod uwagę nieścisłości w zgłaszaniu incydentów związanych z przykrymi odorami. Odpowiedzi na kwestionariusze muszą być traktowane zgodnie z warunkami meteorologicznymi (prędkość i kierunek wiatru), aby kontrolować, czy respondent znajduje się z wiatrem od instalacji w chwili gdy udziela pozytywnych odpowiedzi.
- Kwestionariusz (narzędzie pomiarowe) należy opracować zgodnie z celem i czasem trwania badania. Na przykład, aby ocenić procent rocznej percepcji, mogą być przydatne niektóre konkretne dane mogą, takie jak korelacja między brakiem deklarowanej percepcji z powodu nieobecności lub braku percepcji w tym okresie.

Można stosować metody uzupełniające w celu zakwalifikowania i opisanie postrzeganego odoru w celu ustalenia, jakie źródła odoru są odpowiedzialne za dokuczliwość. Wdrażanie tej techniki polega na wprowadzeniu programu szkoleniowego dla wolontariuszy i regularnym wysłuchiwanie ich sprawozdań.

Program szkoleniowy powinien umożliwić uczestnikom zidentyfikowanie odorów, które mogą wystąpić w sąsiedztwie zakładu, a zwłaszcza tych z badanego miejsca. Powinien także umożliwiać uczestnikom zakwalifikowanie różnych odorów, które postrzegają w swoim życiu, nawet jeśli nie są związane z obserwowanym obiektem.

Technika ta może również odgrywać rolę w kontrolowaniu skuteczności technik ograniczania nieprzyjemnych odorów.

Narzędzie pomiarowe (kwestionariusz) jest opracowywane i zatwierdzone przed jego użyciem. We Francji metoda ta często wiąże się z lokalną grupą zarządzania odorami złożoną z przedstawicieli operatorów instalacji, społeczności lokalnej (w tym mieszkańców-wolontariuszy) i lokalnych władz publicznych. Specjalne spotkanie w celu zatwierdzenia kwestionariusza może zostać zorganizowane wspólnie z innymi organami publicznymi.

Stosowalność

Techniki te stosuje się w przypadku nowych i istniejących instalacji. Mogą być także przydatne w przypadku programu monitorowania w punkcie początkowym.

Aspekty ekonomiczne

Koszty przeprowadzenia badania przykrych odorów w przypadku komitetu mieszkańców mieszczą się w przedziale 20 000-30 000 EUR za 6-miesięczne badanie obejmujące rekrutację wolontariuszy, prowadzenie kwestionariuszy (listownie, przez Internet lub telefonicznie), analizę wypełnionych kwestionariuszy i prowadzenie spotkań w celu przedstawienia wyników mieszkańcom i innym zainteresowanym stronom w pobliżu zakładu. Wszystkie to może być zarządzane przez zewnętrzną firmę konsultingową.

Potrzebny sprzęt na ogół obejmuje komputer osobisty, oprogramowanie statystyczne i stację meteorologiczną za cenę około 10 000 EUR.

Przyczyna wdrożenia

Przyczyny wdrożenia obejmują:

- prawodawstwo;
- skargi występujące w pobliżu instalacji/miejsca.

Przykładowe zakłady

Podaje się, że technika jest stosowana w zakładach chemicznych, w których występują skargi. Technika ta jest szeroko stosowana w Holandii [228, CWW TWG 2011].

Literatura źródłowa

[208, INERIS 2009] [228, CWW TWG 2011]

3.5.5.3.4 Mapowanie intensywności odorów

Opis

W niektórych okolicznościach odory mogą być źródłem irytacji, która będzie wymagać pomiaru ich intensywności. Bezpośredni pomiar intensywności odoru odbieranego z próbki gazowej jest określony zgodnie z francuską normą NF X43-103. Ta metoda równoważników węchowych (lub metoda porównawcza) polega na porównaniu intensywności odoru określonej próbki ze skalą odniesienia opartą na różnych intensywnościach. Ta skala odniesienia stanowi uporządkowaną serię stężeń czystego ciała, na przykład 1-butanolu. Norma NF X43-103 jest używana do różnych zastosowań, takich jak wybór materiałów i badania środowiskowe. Metodologia pomiaru opiera się na porównaniu percepcji odorów ze standardową skalą substancji w celu określenia intensywności odoru. Panel obejmuje sześciu do ośmiu członków. W przypadku pomiarów w terenie, punkty pomiarowe są określane zgodnie z odległościami wpływu zakładu oraz kierunkiem i prędkością dominujących wiatrów. Warunki meteorologiczne rejestrowane są podczas pomiarów. Intensywność percepcji można następnie skorelować z badanym zakładem. Szczególną uwagę należy zwrócić na zdrowie członków panelu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Osiągnięte korzyści środowiskowe związane z mapowaniem intensywności odoru stanowią:

- ustalenie stanu odniesienia dotyczącego odorów dla środowiska przed uruchomieniem zakładu;
- ustalenie oddziaływania zakładu odorami w porównaniu ze stanem referencyjnym;
- kontrola skuteczności zastosowanych technik obróbki wobec percepcji;
- kontrola redukcji wpływu;
- ocena intensywności odczuwalnej w środowisku sektora przemysłowego.

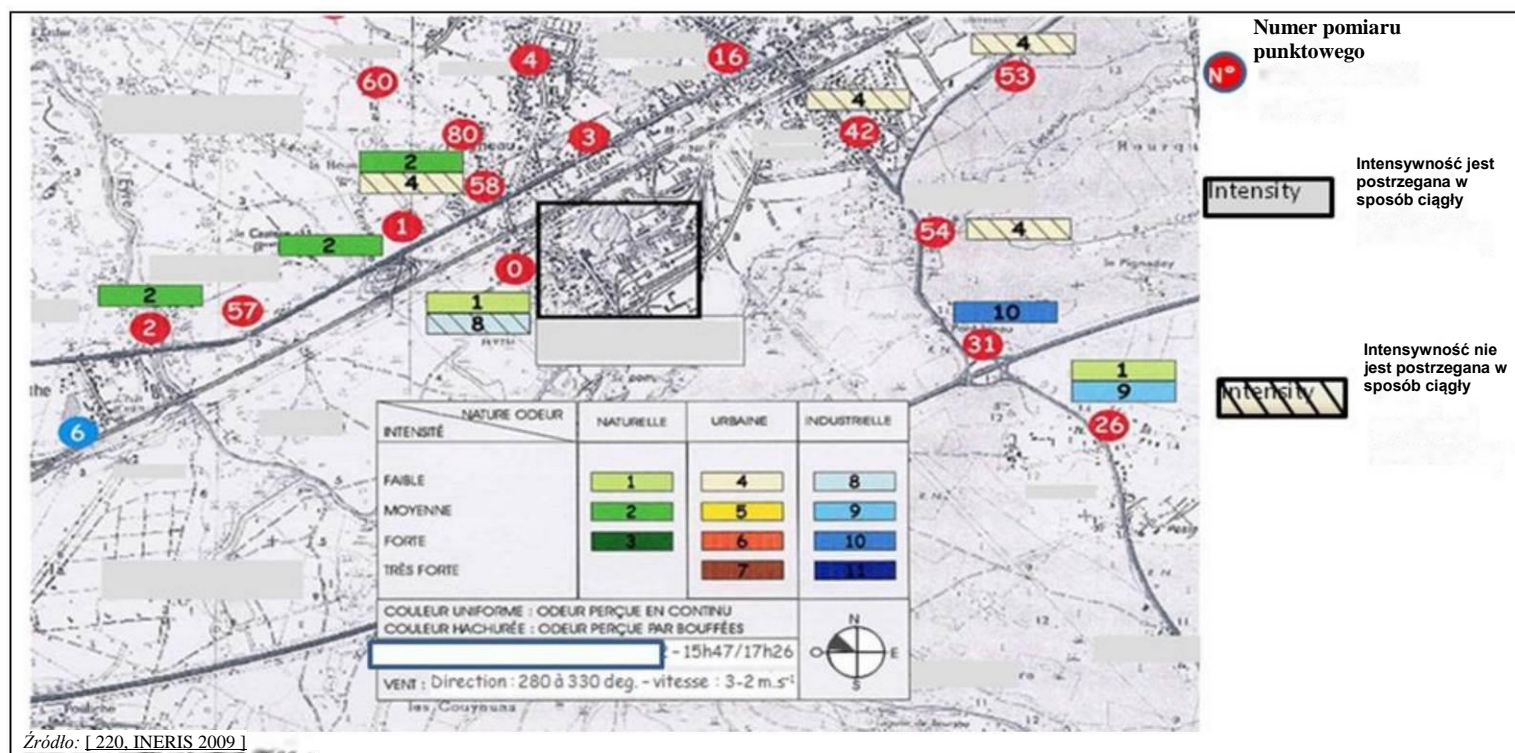
Efekty między ośrodkami

Nie zgłoszono żadnych skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami przy użyciu tej techniki.

Dane eksploatacyjne

Mapa wyników przedstawia wpływ zapachowy - wyrażony w intensywności - Zakładu na otaczające środowisko. Natężenie określa się w skali od 1 do 4, od niskiego do bardzo wysokiego, zgodnie z intensywnością postrzeganą za pomocą skali referencyjnej określonej przez wybrane stężenia n-butanolu w wodzie.

Odory są opisywane jako mające cechy środowiska wiejskiego, środowiska miejskiego lub środowiska przemysłowego.



Rysunek 3.112: Wpływ zapachowy (pod względem intensywności) zakładu przemysłowego na otaczające środowisko

Rozdział 3

Metoda ta jest komplementarna w stosunku do ankiety społecznościowej służącej do oceny dokuczliwości. W tym przypadku uczestnicy panelu są szkoleni, aby klasyfikować postrzegane intensywności, a ich reakcje są niezależne od stanu zapachowego środowiska.

Stosowalność

Ma zastosowanie w przypadku przyszłych zakładów w celu ustalenia zapachowego stanu odniesienia dla sąsiedztwa. Zastosowanie do nowej i istniejącej instalacji każdej wielkości.

Aspekty ekonomiczne

Wyznaczanie intensywności odoru próbki gazowej w laboratorium kosztuje około 300 EUR. Pomiary terenowe (dwie kampanie dla dwóch warunków wiatru i selekcja panelistów) kosztują około 10 000 EUR.

Przyczyna wdrożenia

Ocena potencjalnego wpływu ewolucji zakładu lub kiedy wystąpią skargi w okolicy.

Przykładowe zakłady

Metoda ta jest stosowana głównie we Francji, Belgii i Szwajcarii. We Francji pomiary terenowe realizowane są na obiektach związanych z odorem w kilku sektorach, ale zazwyczaj nie w zakładach chemicznych (ustalenie odniesienia węchowego przed uruchomieniem zakładu zalecane jest przez francuskie rozporządzenie).

Literatura źródłowa

[220, INERIS 2009]

3.5.5.3.5 Wykresy kołowe odorów

Opis

Wykresy kołowe odorów służą do oceny i klasyfikacji charakteru i intensywności odorów. Próbuje połączyć powszechnie stosowane deskryptory odorów w instalacjach przemysłowych (np. chemicznych) lub miejscach o najbardziej prawdopodobnej przyczynie chemicznej lub pochodzeniu.

Wykorzystanie wykresów kołowych zapachowych może ułatwić dyskusje na temat problemów z odorami między operatorami, władzami publicznymi i opinią publiczną.

Wykresy kołowe zapachowe są oparte na testach panelu sensorycznego analizy profilu smaku (FPA) w celu określenia charakterystyk odorów i związanych z nimi intensywności odorów. Intensywność lub siłę każdej charakterystyki zapachowej podaje się w siedmiopunktowej skali.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Ułatwienie minimalizacji emisji zapachowych stanowi korzyść dla środowiska, związaną z opracowywaniem i stosowaniem wykresów kołowych zapachowych.

Efekty między ośrodkami

Nie ma żadnych skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami związanych z tą techniką.

Dane eksploatacyjne

Nie podano informacji.

Stosowalność

Technika ma zastosowanie wobec nowych i istniejących instalacji.

Aspekty ekonomiczne

Nie podano informacji.

Przyczyna wdrożenia

Nie podano informacji.

Przykładowe zakłady

Nie podano informacji.

Literatura źródłowa

[197, DEFRA 2010] [212, Suffet i Rosenfeld 2007]

3.5.5.3.6 Elektroniczne nosy**Opis**

Elektroniczne nosy to urządzenia naśladujące ludzki zmysł węchu. Zazwyczaj obejmują one szereg czujników używanych do wykrywania i rozróżniania odorów w złożonych próbkach (powietrznych). Elektroniczne nosy obejmują trzy główne części: system obsługi próbki, system wykrywania i system przetwarzania danych.

System **obsługi próbek** umożliwia generowanie fazy nad powierzchnią (lotne związki) próbki, która jest frakcją analizowaną pod kątem odorów. System następnie wstrzykuje tę przestrzeń nad powierzchnią do systemu wykrywania elektronicznego nosa. System obsługi próbek jest niezbędny do zagwarantowania jakości analizy.

System detekcji, który składa się z szeregu czujników, jest "reaktywną" częścią przyrządu. W kontakcie ze związkami lotnymi czujniki reagują, co oznacza, że doświadczają zmiany właściwości elektrycznych. Każdy czujnik jest wrażliwy na wszystkie lotne cząsteczki, ale każdy w określony sposób. Większość elektronicznych nosów wykorzystuje matryce czujników, które reagują na lotne związki w kontakcie: adsorpcja związków lotnych na powierzchni czujnika powoduje fizyczną zmianę w czujniku. Konkretną reakcję rejestruje interfejs elektroniczny przekształcający sygnał na wartość cyfrową. Zarejestrowane dane są następnie obliczane na podstawie modeli statystycznych. Do najczęściej używanych czujników należą półprzewodnik z tlenkiem metalu (MOS), polimer przewodzący (CP), mikrowaga kwarcowa (QCM), powierzchniowa fala akustyczna (SAW) i półprzewodnikowy tranzystor polowy z tlenkiem metalu (MOSFET). We Francji elektroniczny nos jest zwykle wyposażony w sześć czujników. W ostatnich latach opracowano inne rodzaje nosa elektronicznego, które wykorzystują spektrometrię masową lub ultra-szybką chromatografię gazową jako system wykrywania.

System **przetwarzania danych** działa łącząc odpowiedzi wszystkich czujników, które reprezentują dane wejściowe do przetwarzania danych. Ta część przyrządu wykonuje globalną analizę unikalnych cech i zapewnia wyniki i reprezentacje, które można łatwo interpretować. Dodatkowe, wyniki elektronicznego nosa mogą być skorelowane z wynikami uzyskanymi z innych technik (np. panel sensoryczny, chromatografia gazowa, spektrometria masowa).

Pierwszym krokiem jest "przeszkolenie" nosa elektronicznego za pomocą kwalifikowanych próbek, aby zbudować bazę referencyjną dla odorów. Urządzenie może następnie rozpoznać nowe próbki porównując lotne odciski palców od tych zawartych w bazie danych. Dzięki temu mogą wykonywać analizę jakościową lub ilościową.

"Proces szkolenia" lub "proces uczenia się" składa się z następujących kroków.

- Próbki pobierane są na miejscu i analizowane za pomocą olfaktometrii. Próbki są następnie prezentowane elektronicznemu nosowi w celu opracowania modelu matematycznego, który jest w stanie przekształcić dane surowego czujnika w stężenie odorów. Konieczne jest wykonanie rozsądnej liczby równoległych pomiarów z elektronicznym nosem i za pomocą olfaktometrii (tj. pomiar odoru zgodnie z normą EN 13725:2003).
- Określanie korelacji między charakterystycznymi reakcjami elektronicznego nosa a oczekiwanymi wartościami stężenia odorów ustalonymi przez olfaktometrię dla próbek pobranych na miejscu. Zgodnie ze związkami zapachowymi, które stanowią emisje do badania, korelacja ta może być bardzo trudna do ustalenia lub mogłaby zostać ustalona z dużą niepewnością.

Rozdział 3

Elektroniczne nosy są wyposażone w systemy komunikacji bezprzewodowej w celu przesyłania danych w czasie rzeczywistym do komputera biurowego. Pozwala to operatorom podejmować szybkie działania w przypadku wystąpienia przykrego odoru.

Pomimo aktualnego zastosowania przemysłu, elektroniczne nosy to wciąż rozwijana technika.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Umożliwienie minimalizacji emisji odorów stanowi osiąganą korzyść dla środowiska.

Efekty między ośrodkami

Nie ma żadnych skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami związanych z tą techniką.

Dane eksploatacyjne

Powietrze z otoczenia jest pobierane w sposób ciągły w komorze czujnika elektronicznego nosa. Sygnał czujnika można próbować co sekundę.

Elektroniczny nos jest "szkolony" do badania charakterystycznych emisji pod względem jakości i zakresu stężeń odorów. Oznacza to, że elektroniczny nos "wyszkolony" pod kątem niektórych źródeł nieprzyjemnych odorów nie może być wykorzystywany do monitorowania innych źródeł lub innego zakładu bez nowego przystosowanego "programu nauczania".

Elektroniczne nosy można szkolić, aby uzyskać na przykład wyniki w zakresie natężenia odoru lub stężenia chemicznego. Konieczna jest metoda referencyjna w celu ustalenia współczynnika korelacji.

Metodę tę należy udoskonalić w przypadku różnych rodzajów emisji (związanych z występującymi odorami) i ich potencjalnej modyfikacji w miarę upływu czasu zgodnie z oczekiwanym spadkiem emisji gazowych.

Stosowalność

Elektroniczne nosy mają zastosowanie w przypadku nowych i istniejących instalacji po starannym programie "szkolenia" sprzętu.

Zalety i wady podano w Tabeli 3.303

Tabela 3.303: Zalety i wady związane z elektronicznymi nosami

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">• Monitorowanie odorów w czasie rzeczywistym jest możliwe, umożliwiając szybkie reagowanie ze strony operatorów zakładów• Wysoka czułość i korelacja z danymi z ludzkich paneli sensorycznych dla wielu zastosowań• Po prawidłowym zainstalowaniu i skalibrowaniu są stosunkowo tanie w obsłudze	<ul style="list-style-type: none">• Względnie skomplikowany system wprowadzenia i utrzymania odpowiedniej kalibracji• Wiele obecnych elektronicznych nosów ma problemy z powtarzalnością przy zmiennej temperaturze i wilgotności otoczenia

Aspekty ekonomiczne

Koszty inwestycji w elektroniczny nos, stację pogodową i niezbędne oprogramowanie szacuje się na 25 000-30 000 EUR.

Koszty związane z "programem nauczania" (na podstawie zbioru i analizy 15 próbek do skonstruowania matematycznego modelu korelacji w celu wyrażenia wyników elektronicznego nosa w stężeniach odorów) i kontrolą systemu (na podstawie 5 próbek) są szacowane na 30 000 EUR.

Przyczyna wdrożenia

Elektroniczne nosy są instalowane w chwili gdy skargi pojawiają się w pobliżu instalacji/miejsca lub gdy lokalna grupa zarządzania odorami (np. złożona z przedstawicieli operatora, lokalnej społeczności i lokalnych władz publicznych) zaleca takie działanie.

Francuskie przepisy zezwalają operatorom zakładów na zmniejszenie częstotliwości pomiarów olfaktometrycznych przy zastosowaniu elektronicznych nosów.

Przykładowe zakłady

Zgodnie z doniesieniami technika ta jest stosowana w takich sektorach jak kompostownie, zakłady produktów ubocznych pochodzenia zwierzęcego i przemysł spożywczy.

Literatura źródłowa

[205, INERIS 2009] [206, Peris i Escuder-Gilabert 2009]

3.5.5.4 Techniki zapobiegania/ograniczania emisji odorów podczas zbierania i oczyszczania ścieków i oczyszczania osadów

3.5.5.4.1 Techniki ogólne

Opis

Beztlenowy rozkład materii organicznej w oczyszczalniach ścieków (OŚ) lub podczas oczyszczania osadów powoduje powstawanie nieprzyjemnych odorów. Pochodzą one z systemów gromadzenia, przechowywania i przetwarzania. Zwłaszcza rozkład związków siarki może powodować emisję nieprzyjemnego odoru siarkowodoru (H_2S) i merkaptanów, podczas gdy rozkład związków azotu może w szczególności wywoływać emisje odorów amoniaku i amin. Odory te są emitowane poprzez ulatnianie się związków organicznych na powierzchni cieczy.

W oczyszczalniach ścieków na emisje odorów mogą mieć wpływ różne czynniki, takie jak skład ścieków, metody oczyszczania i warunki obróbki (np. temperatura, pH, czas retencji). Ogólnie różne związki dominują w emisji odorów z różnych procesów obróbki. Na przykład, H_2S na ogół wiąże się emisjami z instalacji wejściowych, z kolei merkaptany są związane z procesami obróbki osadu.

Ogólnie rzecz biorąc, pierwsze etapy procesu oczyszczania ścieków (przed obróbką biologiczną) to te o największej emisji odorów, a głównym źródłem odorów z oczyszczalni ścieków jest pierwotna sedymentacja. Podkreśla to znaczenie systemu kanalizacyjnego, który wpływa na jakość ścieków na wejściu do zakładu, a tym samym na jego zdolność emisji odorów. Z tego powodu warunki pracy samej oczyszczalni mają na ogół mniejszy wpływ na emisje odorów z pierwszych etapów obróbki niż prawidłowe zarządzanie systemem kanalizacyjnym [202, Capelli i wsp. 2009].

Poniższe techniki mogą być stosowane w celu zminimalizowania emisji odorów w oczyszczalni ścieków:

- minimalizacja czasu przebywania ścieków i osadów w systemach gromadzenia i przechowywania, w szczególności w warunkach beztlenowych;
- zastosowanie chemikaliów w celu zniszczenia lub zredukowania tworzenia się związków zapachowych (np. utlenianie lub wytrącanie siarkowodoru);
- optymalizacja obróbki tlenowej, np. kontrolując zawartość tlenu, częste utrzymanie systemu napowietrzania, stosowanie czystego tlenu i/lub usuwanie osadów w zbiornikach;
- przykrycie lub zamknięcie obiektów do zbierania i oczyszczania ścieków i osadu w celu zbiórki wonnego gazu do dalszego przetwarzania;
- oczyszczanie „na końcu rury” (patrz Dział 3.5.5.4.2).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Redukcja szkodliwych wonnych emisji z oczyszczalni ścieków stanowi osiąganą korzyść dla środowiska.

Efekty między ośrodkami

Oddziaływania między ośrodkami związane z zastosowanymi technikami ograniczania emisji (np. płuczka, spalarnia/utleniacz) opisano w dziale BREF odnoszącego się do każdej konkretnej techniki. Techniki zarządzania nie mają skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami. Usuwanie osadów powierzchniowych i zgarów w zbiornikach ścieków wiąże się z wykorzystaniem energii.

Dane eksploatacyjne

Dane eksploatacyjne z kilku niemieckich oczyszczalni ścieków podano poniżej.

Zakład A

Ponieważ nie można wykluczyć warunków beztlenowych, gazy odlotowe z filtrów ściekowych są wydychane i spalane (w warunkach autotermicznych, z 5% zawartością metanu). Po rekonstrukcji oczyszczalni ścieków zostały włączone główne zbiorniki oczyszczające, zbiornik neutralizacji, centralna pompownia i reaktor anaerobowy. Gazy odlotowe z tego sprzętu są poddawane oczyszczaniu alkalicznemu (za pomocą NaOH) i aktywnym węglem.

Zakład B

Włączono wysokowięzowe filtry biologiczne i złożo biologiczne zraszane. Gazy odlotowe z tego sprzętu są oczyszczane przez płukanie. Dodatkowym działaniem mającym na celu zminimalizowanie nieprzyjemnych odorów i innych emisji gazowych jest dodanie wapna do osadu powstającego na końcowym etapie oczyszczania (zwiększając tym samym jego pH do 11).

Zakład C

Część gazu odlotowego z oczyszczalni ścieków (tj. z zagęszczacza osadu) jest podawana do spalarni osadów jako powietrze do spalania (płuczka pozostaje w trybie gotowości jeśli piec nie jest używany). Dodatkowe środki minimalizujące emisje zapachowe i inne emisje gazowe obejmują:

- zwiększenie pH w zagęszczaczu osadu do 8,5;
- ciągłe usuwanie osadu;
- zasilanie niektórych strumieni ścieków zawierających związki siarki w celu neutralizacji za pomocą oddzielnych zanurzonych rur.

Stosowalność

Techniki mają ogólne zastosowanie. Jednakże minimalizacja czasu przebywania może być ograniczona w przypadku istniejących systemów zbierania i przetwarzania.

Aspekty ekonomiczne

Nie podano informacji.

Przyczyna wdrożenia

Siły napędowe dla wdrożenia wymienionych technik obejmują:

- krajowe przepisy dotyczące odorów (np. TA Luft w Niemczech);
- dokuczliwe odory (szczególnie w przypadku obróbki osadów) w przypadku pobliskich budynków mieszkalnych;
- występowanie substancji zapachowych z reaktorów beztlenowych, zwłaszcza gdy ścieki zawierają wysokie stężenia siarczanów, które są przekształcane w siarczki.

Przykładowe zakłady

Wskazane techniki są stosowane w wielu oczyszczalniach ścieków. Przykłady zakładów z Niemiec są wymienione powyżej w "danych eksploatacyjnych". Ecologica Naviglio S.p.A. (centralna oczyszczalnia ścieków obsługująca głównie ścieki pochodzące z garbarni i przemysłu tekstylnego, ale także inne rodzaje ścieków). Robecchetto con Induno (MI) we Włoszech używa osłony dla basenów do oczyszczania.

Literatura źródłowa

[103, COM 2007] [202, Capelli i wsp. 2009] [224, RP Freiburg 2009] [225, Schafer 1995]

3.5.5.4.2 Techniki oczyszczania typu „końca rury”

3.5.5.4.2.1 Streszczenie

[104, COM 2003] [195, ADEME 2009] [196, ADEME 2005] [198, Schlegelmilch i wsp. 2005]

Kilka typowych technik obróbki opisanych w Dziale 3.3 w odniesieniu do bezwonnych zanieczyszczeń gazowych może być również stosowanych do zapobiegania lub ograniczania/minimalizowania emisji odorów, a opis tych technik (których przegląd przedstawiono w Tabeli 3.304)) nie będzie powtarzany w kolejnych Działach. Ponieważ wiele związków zapachowych to związki LZO, szczególnie istotne są działania redukcji i procesy opisane w Działach 3.5.1.2 i 3.5.1.3.

W przypadku emisji odorów wymagane są bardzo wysokie wydajności redukcji, ze względu na ludzką wrażliwość na bardzo niskie stężenia niektórych substancji zapachowych.

Istnieje kilka parametrów, które należy wziąć pod uwagę przy wyborze technik oczyszczania w celu zminimalizowania emisji odorów:

- natężenie przepływu wonnej emisji;
- stężenie wonnych substancji zanieczyszczających;
- właściwości fizyczne i chemiczne cząsteczek zapachowych, takie jak rozpuszczalność, kwasowość, zasadowość, polarność, adsorbowalność, biodegradowalność;
- efektywność technik zmniejszania docelowych wonnych zanieczyszczeń i zmienność tej skuteczności redukcji emisji w czasie (szczególnie gdy stosowane są katalizatory);
- generowanie wtórnych zanieczyszczeń;
- zużycie energii przez techniki;
- techniczne limity/ograniczenia dotyczące stosowania technik (np. temperatura, maksymalne stężenie zanieczyszczeń, zawartość wilgoci);
- wymagania przestrzenne dotyczące technik;
- wymagania dotyczące eksploatacji i konserwacji technik;
- koszty technik.

Tabela 3,304 zapewnia przegląd technik oczyszczania odorów typu „końca rury”.

Tabela 3.304: Przegląd technik „końca rury” usuwania odorów

Technika	Skuteczność redukcji odoru ⁽¹⁾ (%)	Dział w BREF	Uwagi
Adsorpcja	80-99	Dział 3.5.1.2.3	–
Mokre płuczki	60-85	Dział 3.5.1.2.4	–
Płukanie utleniające z zasadą	80-90	Dział 3.5.5.4.2.2	Wariant techniki absorpcji
Dopalenie termiczne	98-99,9	Dział 3.5.1.3.5	–
Dopalenie katalityczne	80-95	Dział 3.5.1.3.6	–
Biofiltracja ⁽²⁾	70-99	Dział 3.5.1.3.1	Niskie przesunięcie zanieczyszczenia do innych ośrodków. Dodatek niewielkiej liczby środków chemicznych. Niskie zużycie energii
Biologiczne przemywanie ⁽²⁾	70-80	Dział 3.5.1.3.2	–
Złoże biologiczne zraszane	70-90	Dział 3.5.1.3.3	–
Ruchome złoże biologiczne zraszane	> 90	Dział 3.5.1.3.4	–
Jonizacja	80-98	Dział 3.5.1.3.7	–
Utlenianie światłem widzialnym/UV	80-98	Dział 3.5.1.3.8	–

⁽¹⁾ Jak podano w odpowiednim dziale tego dokumentu, gdzie opisano tę technikę.
⁽²⁾ Biofiltrację i biologiczne przemywanie można połączyć w jeden system, aby skorzystać z zalet obu technik. Biopłuczka działałaby jako nawilżacz i redukowałaby dużą część obciążenia substancją zapachową. Będzie również wykazywać efekt buforowania, zapobiegając przedostawaniu się dużych ilości substancji zapachowych do biofiltra, co w przeciwnym razie mogłoby prowadzić do wzrostu temperatury w materiale biofiltra w wyniku nasilającego się procesu degradacji [198, Schlaeaelmilch i wsp. 2005]. Podwyższone temperatury spowodowałyby mniejszą wydajność biofiltra.

Środki podejmowane w celu zapobiegania lotnym/rozproszonym emisjom gazów i cieczy (np. minimalizacja wycieków poprzez odpowiednie zaprojektowanie obiektów do składowania i przeładunku, uszczelki na pompach) są również korzystne w odniesieniu do problemów z nieprzyjemnym odorem. Więcej informacji na temat tych technik można znaleźć w odpowiednim dziale tego dokumentu (patrz Dział 3.5.4). Jednak wiele związków siarki ma niskie lub bardzo niskie progi odoru, a konwencjonalne konstrukcje sprzętu (np. rurociągi kołnierzone, pompy odśrodkowe) mogą wykazywać niedopuszczalny poziom uwalniania. Powoduje to stosowanie całkowicie spawanych rurociągów, pomp w puszkach i sprzętu do płukania [104, COM 2003] .

3.5.5.4.2.2 Płuczka utleniająca z zasadą

Opis

Alkaliczne płukanie gazem utleniającym jest wariantem płukania mokrego gazu (patrz Dział 3.5.1.2.4), który jest najczęściej stosowany do kontroli nieprzyjemnego odoru. Organiczne związki zapachowe utleniają się w środowisku zasadowym w pH 7-10. Jako silny utleniacz stosuje się podchloryn sodu (NaOCl), nadmanganian potasu (KMnO₄) lub nadtlenek wodoru (H₂O₂). Podczas stosowania nadmanganianu potasu jako utleniacza zostaje wygenerowany MnO₂, który okresowo musi być usuwany z cieczy płuczającej. Stosując podchloryn sodu, tworzy się chlorek, podczas gdy przy stosowaniu nadtlenku wodoru nie tworzą się żadne produkty uboczne. Nadtlenek wodoru nie jest jednak tak silnym utleniaczem jak podchloryn sodu i nadmanganian potasu. Zaleca się najpierw przetestować technikę na mniejszą skalę, aby określić konkretną skuteczność usuwania, zwłaszcza w celu usuwania nieprzyjemnych odorów. Jeśli w dostarczanych gazach obecne są aminy, zaleca się uprzednie użycie płukania kwasem (patrz Dział 3.5.1.2.4 nt. mokrych płuczek do usuwania gazu), aby zapobiec tworzeniu się chloramin.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z zasadowymi płuczkami utleniającymi podano w Tabeli 3.305

Tabela 3.305: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z płuczkami utleniającymi z zasadą

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%) ⁽¹⁾	Poziomy emisji (mg/Nm ³) ⁽¹⁾
Nieprzyjemny odor	80-90	Specyficzny dla sytuacji
⁽¹⁾ Wydajność zależy od konkretnej konfiguracji zakładu, warunków pracy i użytych odczynników; wskazane wyniki są oparte na średnich półgodzinnych. Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].		

Badania porównawcze skuteczności redukcji nieprzyjemnego odoru między płuczkami i biofiltrami (patrz Dział 3.5.1.3.1) pokazują, że biofiltry osiągają wyższe wydajności [176, Schenk i wsp. 2009].

Efekty między ośrodkami

Podczas stosowania utleniającej płuczki alkalicznej z NaOCl, w niskich wartościach pH mogą powstawać toksyczne opary chloru. W celu usunięcia tych oparów chloru, płuczkę alkaliczną można następnie umieścić szeregowo w alkalicznej płuczce oksydacyjnej. Materiały eksploatacyjne związane z płuczkami utleniającymi z zasadą podano w Tabeli 3.306

Tabela 3.306: Materiały eksploatacyjne związane z płuczkami utleniającymi z zasadą

Materiały eksploatacyjne	Ilość	Uwagi
Płukanie wodą	Zależy silnie od zastosowania	Zużycie wody zależy od stężeń wchodzących i wychodzących związków gazowych. Straty na odparowanie są przede wszystkim określone przez temperaturę i wilgotność powietrza wchodzącego strumienia gazu. Strumień gazu wychodzącego jest w większości przypadków całkowicie nasycony parą wodną
Soda kaustyczna	NI	–
Utleniacze chemiczne	NI	–
Energia (kWh/1 000 Nm ³ /h)	0,2-1	W zależności od zastosowania, nie uwzględniono desorpcji
Spadek ciśnienia (mbar)	~ 12	W zależności od zastosowania
Uwaga: NI = nie podano informacji. Źródło: [176, Schenk i wsp. 2009].		

Dozowanie odczynników powinno być zautomatyzowane, aby osiągnąć stałą wydajność i zminimalizować użycie odczynników. Utleniacz dozuje się w niewielkim nadmiarze.

Dane eksploatacyjne

Projektowanie i konserwacja [176, Schenk i wsp. 2009]

Optymalnie zaprojektowany system płukania o niskiej emisji wymaga wysokiej niezawodności, pełnej automatyzacji i dobrego poziomu konserwacji. Najważniejszymi parametrami projektowymi są: przepływ gazu, temperatura robocza, maksymalna temperatura i skład gazu odlotowego. Przy projektowaniu alkalicznego oksydacyjnego systemu płukania, materiał syntetyczny jest stosowany jako główny materiał konstrukcyjny.

Skuteczność redukcji zależy od zdolności utleniania związków i czasu przebywania w płuczce. Wydłużenie czasu przebywania wymaga większych instalacji i wyższych kosztów inwestycji. Testy pilotażowe są niezbędne do osiągnięcia dobrego projektu.

Monitoring [176, Schenk i wsp. 2009]

Aspekty monitorowania płuczek opisano w Dziale 3.5.1.2.4. Pomiary odoru wymagają określonego podejścia (patrz: Dział 3.5.5.3.1).

Stosowalność

Limity i ograniczenia stosowania podano w Tabeli 3.307

Tabela 3.307: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z płuczkami utleniającymi z zasadą

Kwestia	Limity/ograniczenia
Przepływ gazu (Nm ³ /h)	50-500 000
Temperatura (°C)	5-80
Ciśnienie	Atmosferyczne
Spadek ciśnienia (mbar)	~ 12
Zawartość cząstek stałych (mg/Nm ³)	< 10
Źródło: [176. Schenk i wsp. 2009].	

Zalety i wady podano w Tabeli 3.308

Tabela 3.308: Zalety i wady związane z z płuczkami utleniającymi z zasadą

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none">W przypadku substancji aromatycznych można uzyskać względnie wysoką skuteczność redukcji	<ul style="list-style-type: none">Stosowanie silnych utleniaczy wymaga pewnych środków ostrożności i specjalnej konstrukcji instalacji

Aspekty ekonomiczne

Aspekty ekonomiczne związane z płuczkami utleniającymi z zasadą podano w Tabeli 3.309

Tabela 3.309: Aspekty ekonomiczne związane z płuczkami utleniającymi z zasadą

Koszty inwestycyjne (EUR/1 000 Nm ³ /h)	10 000-35 000, zależą silnie od projektu
Koszt operacyjny: Robocizna (dni/tydzień)	około 0,5-1
Materiały eksploatacyjne/dodatki	W zależności od użytych chemikaliów
Parametry określające koszt	Przepływ, odczynniki i związki zapachowe podlegające redukcji
Korzyści	Brak
Źródło: [176. Schenk i wsp. 2009].	

Przyczyna wdrożenia

Nie podano informacji.

Przykładowe zakłady

Podaje się, że płukanie utleniające z zasadą stosuje się w takich sektorach, jak przemysł spożywczy, rzeźnie, produkcja środków aromatyzujących i przemysł tekstylny.

Literatura źródłowa

[176. Schenk i wsp. 2009]

4 KONKLUZJE DOTYCZĄCE NAJLEPSZYCH DOSTĘPNYCH TECHNIK (BAT) W ODNIESIENIU DO WSPÓLNYCH SYSTEMÓW OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW/GAZÓW ODLOTOWYCH I ZARZĄDZANIA NIMI W SEKTORZE CHEMICZNYM

ZAKRES

Niniejsze konkluzje dotyczące BAT dotyczą działań określonych w Działach 4 i 6.11 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE, a mianowicie:

- Dział 4; Przemysł chemiczny;
- Dział 6,11; Oczyszczanie ścieków nieobjętych Dyrektywą Rady 91/271/EWG i pochodzących z instalacji prowadzących działania objęte Sekcją 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE.

Niniejsze konkluzje BAT obejmują również łączone oczyszczanie ścieków różnego pochodzenia, jeżeli główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z działań objętych Sekcją 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE.

W szczególności niniejsze konkluzje BAT obejmują następujące zagadnienia:

- systemy zarządzania środowiskowego;
- oszczędzanie wody;
- gospodarowanie ściekami oraz ich odprowadzanie i oczyszczanie;
- gospodarowanie odpadami;
- obróbka osadu ściekowego za wyjątkiem spalania;
- gospodarowanie gazami odlotowymi oraz ich odprowadzanie i oczyszczanie;
- spalanie w pochodni;
- rozproszone emisje lotnych związków organicznych (LZO) do powietrza;
- emisje odorów;
- emisje hałasu;

Inne konkluzje BAT i dokumenty referencyjne, które mogą mieć znaczenie dla działań objętych tymi konkluzjami BAT są następujące:

- Przemysł chloro-alkaliczny (CAK);
- Produkcja wielkotonażowych związków nieorganicznych – amoniaku, kwasów i nawozów sztucznych (LVIC-AAF);
- Produkcja wielkotonażowych związków nieorganicznych – substancje stałe i inne (LVIC-S);
- Produkcja specjalistycznych chemikaliów nieorganicznych (SIC);
- Produkcja wielkotonażowych związków nieorganicznych (LLZO);
- Wytwarzanie organicznych chemikaliów wysokowartościowych (OFC);
- Produkcja polimerów (POL);
- Emisje pochodzące z magazynowania (EFS);
- Efektywność energetyczna (ENE);
- Monitorowanie emisji z instalacji IED do powietrza i wody (ROM);
- Przemysłowe systemy chłodzenia (ICS);
- Duże obiekty energetycznego spalania (LCP);
- Spalanie odpadów (WI);
- Gospodarka Odpadami (WT);
- Gospodarka i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami (ECM).

KWESTIE OGÓLNE

Najlepsze dostępne techniki

Techniki wymienione i opisane w niniejszych konkluzjach dotyczących BAT nie są ani nakazowe, ani wyczerpujące. Mogą być stosowane inne techniki zapewniające co najmniej równoważny poziom ochrony środowiska.

O ile nie określono inaczej, konkluzje dotyczące BAT mają ogólne zastosowanie.

Poziomy emisji związane z BAT

Poziomy emisji powiązane z najlepszymi dostępnymi technikami (BAT-AEL) dla emisji do wody podane w niniejszych konkluzjach BAT dotyczą wartości stężeń (masy emitowanych substancji na objętość wody) wyrażonych w $\mu\text{g/l}$ lub mg/l .

O ile nie określono inaczej, BAT-AEL odnoszą się do ważonych przepływem rocznych średnich 24-godzinnych próbek złożonych proporcjonalnych do przepływu, przyjmowanych z minimalną częstotliwością ustawioną dla odpowiedniego parametru oraz w normalnych warunkach eksploatacji. Próbkowanie proporcjonalne do czasu może być stosowane pod warunkiem wykazania wystarczającej stabilności przepływu.

Ważone przepływem średnie roczne stężenie parametru (c_w) oblicza się przy użyciu następującego równania:

$$c_w = \frac{\sum_{i=1}^n c_i q_i}{\sum_{i=1}^n q_i}$$

Gdzie

- n = liczba pomiarów;
- c_i = średnie stężenie parametru w i -tym pomiarze;
- q_i = średnia szybkość przepływu w i -tym pomiarze.

Efektywności redukcji

W przypadku całkowitego węgla organicznego (OWO), chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT), azotu ogólnego (OA) i całkowitego azotu nieorganicznego (N_{inorg}), obliczenia średniej skuteczności redukcji, o których mowa w niniejszych konkluzjach BAT (patrz: Tabela 4.1 i Tabela 4.2) opiera się na obciążeniach i obejmuje zarówno wstępne oczyszczanie (BAT 10 c) i końcowe oczyszczanie (BAT 10 d) ścieków.

DEFINICJE

Dla celów tych konkluzji BAT stosuje się następujące definicje.

Zastosowany termin	Definicja
Nowy zakład	Zakład, który został najpierw dopuszczony na miejscu instalacji po opublikowaniu niniejszych konkluzji BAT lub całkowitego zastąpienia zakładu po opublikowaniu tych konkluzji BAT.
Istniejący zakład	Zakład, który nie jest nowym zakładem.
Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BOD ₅)	Ilość tlenu potrzebna do biochemicznego utleniania materii organicznej do dwutlenku węgla w ciągu 5 dni. BOD jest wskaźnikiem stężenia masy biodegradowalnych związków organicznych.
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT)	Ilość tlenu potrzebna do całkowitego utlenienia materii organicznej do dwutlenku węgla. ChZT jest wskaźnikiem stężenia mas związków organicznych.
Ogólny węgiel organiczny (OWO)	Całkowity węgiel organiczny, wyrażony jako C, obejmuje wszystkie związki organiczne.
Zawiesina ogólna (TSS)	Stężenie masowe wszystkich zawieszonych ciał stałych, mierzone przez filtrację przez filtry z włókna szklanego i grawimetrię.
Ogólny azot (OA)	Ogólny azot, wyrażony jako N, obejmuje wolny amoniak i amon (NH ₄ -N), azotyny (NO ₂ -N), azotany (NO ₃ -N) i organiczne związki azotu.
Całkowity azot nieorganiczny (N _{inorg})	Całkowity azot nieorganiczny, wyrażony jako N, obejmuje wolny amoniak i amon (NH ₄ -N), azotyny (NO ₂ -N) i azotany (NO ₃ -N).
Fosfor ogólny (TP)	Fosfor ogólny, wyrażony jako P, obejmuje wszystkie nieorganiczne i organiczne związki fosforu, rozpuszczone lub związane z cząsteczkami.
Adsorbowalne organicznie związane chlorowce (AOX)	Adsorbowalne organicznie związane halogeny, wyrażone jako Cl, obejmują adsorbowalne organicznie związane chlor, brom i jod.
Chrom (Cr)	Chrom, wyrażony jako Cr, obejmuje wszystkie nieorganiczne i organiczne związki chromu, rozpuszczone lub związane z cząsteczkami.
Miedź (Cu)	Miedź, wyrażona jako Cu, obejmuje wszystkie nieorganiczne i organiczne związki miedzi, rozpuszczone lub związane z cząsteczkami.
Nikiel (Ni)	Nikiel, wyrażony jako Ni, obejmuje wszystkie nieorganiczne i organiczne związki niklu, rozpuszczone lub związane z cząsteczkami.
Cynk (Zn)	Cynk, wyrażony jako Zn, obejmuje wszystkie nieorganiczne i organiczne związki cynku, rozpuszczone lub związane z cząsteczkami.
LZO	Lotne związki organiczne zdefiniowane w art. 3 pkt 45 Dyrektywy 2010/75/UE.
Rozproszone emisje LZO	Niekanałowe emisje LZO, które mogą powstać ze źródeł "obszarowych" (np. zbiorników) lub źródeł punktowych (np. kołnierze rur).
Niezorganizowane emisje LZO	Emisje LZO rozproszone ze źródeł „punktowych”.
Spalanie w pochodni	Utlenianie w wysokiej temperaturze do spalania palnych związków gazów odlotowych z operacji przemysłowych z otwartym płomieniem. Spalanie w pochodni służy przede wszystkim do wypalania łatwopalnego gazu ze względów bezpieczeństwa lub podczas nierzynowych warunków pracy.

4.1 Systemy zarządzania środowiskowego

BAT 1. Aby poprawić ogólną efektywność środowiskową, w ramach BAT należy wdrożyć i stosować system zarządzania środowiskowego (SZŚ) obejmujący wszystkie następujące funkcje:

- I. zaangażowanie kierownictwa, w tym kierownictwa wyższego szczebla;
- II. polityka środowiskowa obejmująca ciągłą poprawę instalacji przez kierownictwo;
- III. planowanie i ustanawianie niezbędnych procedur, celów i zadań w połączeniu z planowaniem finansowym i inwestycjami;
- IV. wdrożenie procedur ze zwróceniem szczególnej uwagi na:
 - (a) strukturę i odpowiedzialność;
 - (b) rekrutację, szkolenie, świadomość i kompetencje;
 - (c) komunikację;
 - (d) zaangażowanie pracowników;
 - (e) dokumentację;
 - (f) efektywną kontrolę procesu;
 - (g) programy konserwacji;
 - (h) gotowość i reagowanie w sytuacjach kryzysowych;
 - (i) zapewnienie zgodności z przepisami dotyczącymi ochrony środowiska;
- V. sprawdzanie wydajności i podejmowanie działań korygujących, ze zwróceniem szczególnej uwagi na:
 - (a) monitorowanie i pomiary (patrz także Raport referencyjny dotyczący monitorowania emisji do powietrza i wody z instalacji IED – ROM);
 - (b) działania korygujące i zapobiegawcze;
 - (c) prowadzenie rejestrów;
 - (d) niezależny (jeżeli jest to wykonalne) wewnętrzny lub zewnętrzny audyt w celu ustalenia, czy SZŚ jest zgodny z planowanymi ustaleniami i czy został prawidłowo wdrożony i utrzymany;
- VI. przegląd SZŚ i jego ciągłej przydatności, adekwatności i skuteczności przez kierownictwo wyższego szczebla;
- VII. śledzenie rozwoju czystszych technologii;
- VIII. uwzględnienie wpływu na środowisko wynikającego z ostatecznej likwidacji zakładu na etapie projektowania nowego zakładu oraz w całym okresie jego eksploatacji;
- IX. regularne stosowanie sektorowej analizy porównawczej;
- X. plan gospodarki odpadami (patrz BAT 13).

W szczególności w przypadku działań w sektorze chemicznym BAT obejmuje następujące funkcje w SZŚ:

- XI. na instalacjach/objektach dla wielu operatorów, ustanowienie konwencji określającej role, obowiązki i koordynację procedur operacyjnych każdego operatora zakładu w celu wzmocnienia współpracy między różnymi operatorami;
- XII. tworzenie zapasów strumieni ścieków i gazów odlotowych (patrz BAT 2).

W niektórych przypadkach następujące elementy są częścią SZŚ:

- XIII. plan postępowania wobec odorów (patrz BAT 20);
- XIV. plan zarządzania hałasem (zob BAT 22).

Stosowalność

Zakres (np. poziom szczegółowości) i charakter SZŚ (np. znormalizowany lub niestandardowy) będą zasadniczo związane z charakterem, skalą i złożonością instalacji oraz zakresem oddziaływań na środowisko, jakie może on mieć.

BAT 2. W celu ułatwienia redukcji emisji do wody i powietrza oraz zmniejszenia zużycia wody, w ramach BAT należy ustanowić i utrzymywać spis strumieni ścieków i gazów odlotowych w ramach systemu zarządzania środowiskowego (patrz BAT 1), który zawiera wszystkie następujące cechy:

- I. informacje o procesach produkcji chemicznej, w tym:
 - (a) równania reakcji chemicznych, pokazujące również produkty uboczne;
 - (b) uproszczone arkusze przebiegu procesu, pokazujące pochodzenie emisji;
 - (c) opisy technik zintegrowanych z procesem oraz utylizacja ścieków/gazów odlotowych u źródła, w tym ich wydajność;

- II. informacje, możliwie wyczerpujące, na temat charakterystyki strumieni ścieków, takich jak:
 - (a) średnie wartości i zmienność przepływu, pH, temperatura i przewodnictwo;
 - (b) średnie stężenia i wartości obciążeń odpowiednich zanieczyszczeń/parametrów i ich zmienność (np. ChZT/OWO, rodzaje azotu, fosfor, metale, sole, określone związki organiczne);
 - (c) dane dotyczące bioeliminacji (np. BOD, współczynnik BOD/ChZT, test Zahna-Wellensa, potencjał hamowania biologicznego (np. nityfikacja));

- III. informacje, możliwie wyczerpujące, na temat charakterystyki strumieni gazów odlotowych, takich jak:
 - (a) średnie wartości i zmienność przepływu i temperatury;
 - (b) średnie stężenia i wartości obciążeń odpowiednich zanieczyszczeń/parametrów i ich zmienność (np. LZO, CO, NO_x, SO_x, chlor, chlorowodór);
 - (c) palność, niższe i wyższe granice wybuchowości, reaktywność;
 - (d) obecność innych substancji, które mogą wpływać na system oczyszczania gazów odlotowych lub bezpieczeństwo zakładu (np. tlen, azot, para wodna, pył).

4.2 Monitorowanie

BAT 3. W odniesieniu do odpowiednich emisji do wody określonych w wykazie strumieni ścieków (patrz BAT 2)), BAT ma na celu monitorowanie kluczowych parametrów procesu (w tym stałe monitorowanie przepływu ścieków, pH i temperatury) w kluczowych lokalizacjach (np. wpływ na wstępne oczyszczanie i wpływ na ostateczne oczyszczanie).

BAT 4. BAT ma na celu monitorowanie emisji do wody zgodnie ze standardami EN z co najmniej minimalną częstotliwością podaną poniżej. Jeżeli normy EN nie są dostępne, w ramach BAT należy stosować normy ISO, krajowe lub inne międzynarodowe normy zapewniające dostarczanie danych o równoważnej jakości naukowej.

Substancja/parametr		Norma (normy)	Minimalna częstotliwość monitorowania ⁽¹⁾ ⁽²⁾
Ogólny węgiel organiczny (OWO) ⁽³⁾		EN 1484	Codziennie
Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) ⁽³⁾		Brak dostępnej normy EN	
Zawiesina ogólna (TSS)		EN 872	
Azot ogólny (OA) ⁽⁴⁾		EN 12260	
Całkowity azot nieorganiczny (N _{inorg}) ⁽⁴⁾		Dostępne różne normy EN	
Fosfor ogólny (TP)		Dostępne różne normy EN	
Adsorbowalne organicznie związane chlorowce (AOX)		EN ISO 9562	Co miesiąc
Metale	Cr	Dostępne różne normy EN	
	Cu		
	Ni		
	Pb		
	Zn		
	Inne metale, jeśli dotyczy		
Toksyczność ⁽⁵⁾	Ikra (<i>Danio rerio</i>)	EN ISO 15088	Do ustalenia na podstawie oceny ryzyka, po wstępnej charakteryzacji
	Daphnia (<i>Daphnia magna Straus</i>)	EN ISO 6341	
	Luminescencyjne bakterie (<i>Vibrio fischeri</i>)	EN ISO 11348-1, EN ISO 11348-2 lub EN ISO 11348-3	
	Rzęsa (<i>Lemna minor</i>)	EN ISO 20079	
	Głony	EN ISO 8692, EN ISO 10253 lub EN ISO 10710	

⁽¹⁾ Częstotliwości monitorowania można dostosować, jeżeli serie danych wyraźnie wykazują wystarczającą stabilność.
⁽²⁾ Punkt pobierania próbek znajduje się w miejscu, w którym emisja opuszcza instalację.
⁽³⁾ Monitoring OWO i monitorowanie ChZT są alternatywne. Monitoring OWO jest preferowaną opcją, ponieważ nie polega na użyciu bardzo toksycznych związków.
⁽⁴⁾ Monitoring OA i N_{inorg} są alternatywami.
⁽⁵⁾ Można zastosować odpowiednią kombinację tych metod.

BAT 5. BAT to okresowe monitorowanie rozproszonych emisji LZO do powietrza z odpowiednich źródeł przy użyciu odpowiedniej kombinacji technik I – III lub, w przypadku dużych ilości lotnych związków organicznych, wszystkich technik I – III.

- I. metody wachania (np. z instrumentami przenośnymi zgodnie z EN 15446) związane z krzywymi korelacji dla kluczowych urządzeń;
- II. metody optycznego obrazowania gazu;
- III. obliczanie emisji na podstawie współczynników emisji, okresowo sprawdzane (np. raz na dwa lata) według pomiarów.

W przypadku, gdy przetwarzane są duże ilości lotnych związków organicznych, badanie przesiewowe i oznaczanie ilościowe emisji z instalacji za pomocą okresowych kampanii z technikami opartymi na absorpcji optycznej, takimi jak lidar absorpcji różnicowej (DIAL) lub przenikanie promieniowania ultrafioletowego (SOF) stanowi przydatną technikę uzupełniającą dla technik od I do III.

Opis

Zobacz: Dział 4.6.2.

BAT 6. BAT to okresowe monitorowanie emisji odorów z odpowiednich źródeł zgodnie z normami EN.

Opis

Emisje mogą być monitorowane za pomocą dynamicznej olfaktometrii zgodnie z EN 13725. Monitorowanie emisji można uzupełnić pomiarem/oceną ekspozycji na odor lub oszacowaniem wpływu odorów.

Stosowalność

Możliwość zastosowania jest ograniczona do przypadków, w których można się spodziewać dokuczliwości odorów lub jest ona uzasadniona.

4.3 Emisje do wody

4.3.1 Zużycie wody i wytwarzanie ścieków

BAT 7. Aby ograniczyć zużycie wody i wytwarzanie ścieków, w ramach BAT należy zmniejszyć ilość i/lub ładunek zanieczyszczeń w strumieniach ścieków, aby zwiększyć ponowne wykorzystanie ścieków w procesie produkcyjnym oraz odzyskać i ponownie wykorzystać surowce.

4.3.2 Zbieranie i segregacja ścieków

BAT 8. Aby zapobiec zanieczyszczeniu nieskażonej wody i ograniczyć emisje do wody, w ramach BAT należy segregować niezanieczyszczone strumienie ścieków ze strumieni ścieków wymagających oczyszczania.

Stosowalność

Segregacja nieskażonej wody deszczowej może nie być stosowana w przypadku istniejących systemów zbiórki ścieków.

BAT 9. Aby zapobiec niekontrolowanym emisjom do wody, w ramach BAT należy zapewnić odpowiednią zdolność do magazynowania w przypadku ścieków powstających podczas innych niż normalne warunków eksploatacji w oparciu o ocenę ryzyka (biorąc pod uwagę np. rodzaj zanieczyszczenia, wpływ na dalsze przetwarzanie, i środowisko odbierające) oraz do podjęcia odpowiednich dalszych działań (np. kontrola, przetwarzanie, ponowne użycie).

Stosowalność

Tymczasowe składowanie zanieczyszczonej wody deszczowej wymaga segregacji, która może nie być stosowana w przypadku istniejących systemów zbiórki ścieków.

4.3.3 Oczyszczanie ścieków

BAT 10. Aby ograniczyć emisje do wody, w ramach BAT należy stosować zintegrowaną strategię gospodarowania ściekami i oczyszczania ścieków, która obejmuje odpowiednią kombinację technik w podanej kolejności pierwszeństwa.

	Technika	Opis
a	Techniki zintegrowane z procesem ⁽¹⁾	Techniki zapobiegania lub ograniczania generowania zanieczyszczeń wody.
b	Odzyskiwanie zanieczyszczeń u źródła ⁽¹⁾	Techniki odzyskiwania zanieczyszczeń przed ich odprowadzeniem do systemu zbierania ścieków.
c	Wstępne oczyszczanie ścieków ⁽¹⁾ ⁽²⁾	Techniki ograniczania zanieczyszczeń przed końcowym oczyszczaniem ścieków. Wstępną obróbkę można przeprowadzić u źródła lub w połączonych strumieniach.
d	Końcowe oczyszczanie ścieków ⁽³⁾	Końcowe oczyszczanie ścieków, na przykład przez wstępne i podstawowe oczyszczanie, obróbkę biologiczną, usuwanie azotu, usuwanie fosforu i/lub ostateczne techniki usuwania substancji stałych przed odprowadzeniem do odbiornika wodnego.

⁽¹⁾ Techniki te zostały dokładniej opisane i zdefiniowane w innych konkluzjach BAT dla przemysłu chemicznego.
⁽²⁾ Patrz BAT 11.
⁽³⁾ Patrz BAT 12.

Opis

Zintegrowana strategia zarządzania ściekami i oczyszczania ścieków opiera się na zbiorze strumieni ścieków (patrz BAT 2).

Poziomy emisji powiązane z BAT (BAT-AEL): Patrz: Dział 4.3.4.

BAT 11. Aby ograniczyć emisje do wody, w ramach BAT należy wstępnie oczyszczać ścieki zawierające zanieczyszczenia, które nie mogą podlegać odpowiedniemu przetwarzaniu podczas końcowego oczyszczania ścieków za pomocą odpowiednich technik.

Opis

Wstępne oczyszczanie ścieków odbywa się w ramach zintegrowanej strategii zarządzania ściekami i oczyszczania ścieków (patrz BAT 10) i jest generalnie konieczne, aby:

- chronić końcową oczyszczalnię ścieków (np. ochrona biologicznej oczyszczalni przed związkami hamującymi lub toksycznymi);
- usunąć związki, które są niewystarczająco redukowane podczas końcowego oczyszczania (np. związki toksyczne, słabo/nie ulegające biodegradacji związki organiczne, związki organiczne obecne w wysokich stężeniach lub metale podczas obróbki biologicznej);
- usunąć związki, które w inny sposób są usuwane do powietrza z systemu gromadzenia lub podczas końcowej obróbki (np. lotne chlorowcowane związki organiczne, benzen);
- usunąć związki, które mają inne negatywne skutki (np. korozja sprzętu, niepożądana reakcja z innymi substancjami, zanieczyszczenie osadu ściekowego).

Ogólnie rzecz biorąc, oczyszczanie wstępne prowadzi się jak najbliżej źródła, aby uniknąć rozcieńczenia, w szczególności metali. Czasami strumienie ścieków o odpowiednich właściwościach można segregować i zbierać w celu poddania dedykowanemu połączonemu oczyszczaniu wstępnemu.

BAT 12. Aby ograniczyć emisje do wody, w ramach BAT należy stosować odpowiednią kombinację technik końcowego oczyszczania ścieków.

Opis

Końcowe oczyszczanie ścieków odbywa się w ramach zintegrowanej strategii postępowania ze ściekami i oczyszczania ścieków (patrz BAT 10).

Odpowiednie techniki końcowego oczyszczania ścieków, w zależności od zanieczyszczenia, obejmują:

Rozdział 4

	Technika ⁽¹⁾	Typowe redukowane zanieczyszczenia	Stosowalność
Oczyszczanie wstępne i podstawowe			
a	Wyrównanie	Wszystkie zanieczyszczenia	Zasadnicza możliwość stosowania.
b	Zobojętnianie	Kwasy, zasady	
c	Separacja fizyczna, np. ekrany, sita, separatory piasku, separatory tłuszczu lub pierwotne zbiorniki osadowe	Zawieszone ciała stałe, olej/smar	
Oczyszczanie biologiczne (oczyszczanie wtórne), np.			
d	Metoda osadu czynnego	Biodegradowalne związki organiczne	Zasadnicza możliwość stosowania.
e	Bioreaktor membranowy		
Usuwanie azotu			
f	Nitryfikacja/denitryfikacja	Ogólny azot, amoniak	Nitryfikacja może nie mieć zastosowania w przypadku wysokich stężeń chlorków (tj. około 10 g/l) i pod warunkiem, że obniżenie stężenia chlorków przed nitryfikacją nie byłoby uzasadnione korzyściami dla środowiska. Nie dotyczy, gdy oczyszczanie końcowe nie obejmuje oczyszczania biologicznego.
Usuwanie fosforu			
g	Strącanie chemiczne	Fosfor	Zasadnicza możliwość stosowania.
Końcowe usuwanie substancji stałych			
□	Koagulacja i flokulacja	Zawieszone substancje stałe	Zasadnicza możliwość stosowania.
i	Sedymentacja		
j	Filtracja (np. filtracja piaskowa, mikrofiltracja, ultrafiltracja)		
k	Flotacja		
⁽¹⁾ Opisy technik podano w Dziale4.6.1			

4.3.4 Poziomy emisji powiązane z BAT dla emisji do wody

Poziomy emisji powiązane z BAT (BAT-AEL) dla emisji do wody podanej w Tabela 4.1, Tabela 4,2 i Tabela 4,3 dotyczą bezpośrednich emisji do odbiornika wodnego z:

- (i) działania określone w Dziale 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE;
- (ii) niezależnie obsługiwane oczyszczalnie ścieków określone w Dziale 6.11 Załącznika I do dyrektywy 2010/75/UE, pod warunkiem że główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z działań określonych w Dziale 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE;
- (iii) połączone oczyszczanie ścieków różnego pochodzenia pod warunkiem, że główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z działań określonych w Dziale 4 Załącznika I do Dyrektywy 2010/75/UE.

BAT-AEL stosuje się w punkcie, w którym emisja opuszcza instalację.

Tabela 4.1: Poziomy emisji powiązane z BAT dla bezpośrednich emisji OWO, ChZT i TSS do odbiornika ścieków

Parametr	BAT-AEL (średnia roczna)	Warunki
Ogólny węgiel organiczny (OWO) ⁽¹⁾ ⁽²⁾	10–33 mg/l ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾ ⁽⁶⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 3,3 t/rok.
Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) ⁽¹⁾	30-100 mg/l ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾ ⁽⁶⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 10 t/rok.
Zawiesina ogólna (TSS)	5,0-35 mg/l ⁽⁷⁾ ⁽⁸⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 3,5 t/rok.
<p>⁽¹⁾ BAT-AEL nie dotyczy biochemicznego zapotrzebowania na tlen (BOD). W ramach wskazówki, średnioroczne poziom BOD₅ w ściekach z biologicznej oczyszczalni ścieków będzie ogólnie wynosić ≤ 20 mg/l.</p> <p>⁽²⁾ Obowiązuje BAT-AEL dla OWO lub BAT-AEL dla ChZT. OWO jest preferowaną opcją, ponieważ jego monitorowanie nie opiera się na zastosowaniu bardzo toksycznych związków.</p> <p>⁽³⁾ Dolna granica zakresu jest zwykle osiągnięta, gdy kilka strumieni wody dopływowej zawiera związki organiczne i/lub ścieki zawierają głównie związki organiczne łatwo ulegające biodegradacji.</p> <p>⁽⁴⁾ Górna granica zakresu może wynosić do 100 mg/l dla OWO lub do 300 mg/l dla ChZT, w obu przypadkach jako średnie roczne, jeśli spełnione są oba następujące warunki:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Warunek A: Efektywność redukcji ≥ 90% jako średnia roczna (łącznie z oczyszczaniem wstępnym i końcowym). • Warunek B: Jeżeli stosowane jest oczyszczanie biologiczne, spełnione jest przynajmniej jedno z poniższych kryteriów: <ul style="list-style-type: none"> - Stosuje się nisko obciążony etap oczyszczania biologicznego (tj ≤ 0,25 kg ChZT/kg organicznej suchej masy osadu). Oznacza to, że poziom BZT₅ w ścieku jest wynosi ≤ 20 mg/l. - Stosuje się nitrifikację. <p>⁽⁵⁾ Górna granica zakresu może nie mieć zastosowania, jeżeli spełnione są wszystkie następujące warunki:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Warunek A: Efektywność redukcji ≥ 95 % jako średnia roczna (łącznie z oczyszczaniem wstępnym i końcowym). • Warunek B: taki sam jak Warunek B w przypisie ⁽⁴⁾. • Warunek C: Wpływ do końcowego oczyszczania ścieków wykazuje następujące cechy: OWO > 2 g/l (lub ChZT > 6 g/l) jako średnia roczna i wysoki udział opornych związków organicznych. <p>⁽⁶⁾ Górna granica zakresu może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji metylcelulozy.</p> <p>⁽⁷⁾ Dolna granica zakresu jest zwykle osiągnięta przy stosowaniu filtracji (np. filtracja piaskowa, mikrofiltracja, ultrafiltracja, bioreaktor membranowy), podczas gdy górna granica zakresu jest zwykle osiągnięta tylko przy zastosowaniu sedimentacji.</p> <p>⁽⁸⁾ Ten BAT-AEL może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji sody amoniakalnej w procesie Solvaya lub z produkcji ditlenku tytanu.</p>		

Tabela 4.2: Poziomy emisji powiązane z BAT dla bezpośrednich emisji substancji odżywczych do odbiornika ścieków

Parametr	BAT-AEL (średnia roczna)	Warunki
Azot ogólny (OA) ⁽¹⁾	5,0-25 mg/l ⁽²⁾ ⁽³⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 2,5 t/rok.
Całkowity azot nieorganiczny (N _{inorg}) ⁽¹⁾	5,0-20 mg/l ⁽²⁾ ⁽³⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 2,0 t/rok.
Fosfor ogólny (TP)	0,50–3,0 mg/l ⁽⁴⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 300 kg/rok.
<p>⁽¹⁾ Obowiązuje BAT-AEL dla azotu całkowitego lub BAT-AEL dla całkowitego azotu nieorganicznego.</p> <p>⁽²⁾ BAT-AEL dla OA i N_{inorg} nie mają zastosowania do instalacji bez biologicznego oczyszczania ścieków. Dolna granica zakresu jest zwykle osiągnięta, gdy dopływ do biologicznej oczyszczalni ścieków zawiera niskie poziomy azotu i/lub gdy nitrifikacja/denitryfikacja może następować w optymalnych warunkach.</p> <p>⁽³⁾ Górna granica zakresu może być większa i wynosić do 40 mg/l dla OA lub 35 mg/l dla N_{inorg}, obie jako średnie roczne, jeżeli skuteczność redukcji wynosi > 70% jako średnia roczna (w tym oczyszczanie wstępne i oczyszczanie końcowe).</p> <p>⁽⁴⁾ Dolna granica zakresu jest zwykle osiągnięta, gdy do prawidłowej pracy biologicznej oczyszczalni ścieków dodaje się fosfor lub gdy fosfor pochodzi głównie z systemów ogrzewania lub chłodzenia. Górny koniec zakresu jest zwykle osiągnięta, gdy związki zawierające fosfor są wytwarzane przez instalację.</p>		

Tabela 4.3: Poziomy emisji powiązane z BAT dla bezpośrednich emisji AOX do odbiornika ścieków

Parametr	BAT-AEL (średnia roczna)	Warunki
Adsorbowalne organicznie związane chlorowce (AOX)	0,20-1,0 mg/l ⁽¹⁾ ⁽²⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 100 kg/rok.
Chrom (wyrażony jako Cr)	5,0-25 mg/l ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾ ⁽⁶⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 2,5 kg/rok.
Miedź (wyrażona jako Cu)	5,0-50 mg/l ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾ ⁽⁷⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 5,0 kg/rok.
Nikiel (wyrażony jako Ni)	5,0-50 mg/l ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 5,0 kg/rok.
Cynk (wyrażony jako Zn)	20-300 mg/l ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾ ⁽⁸⁾	BAT-AEL dotyczy emisji przekraczającej 30 kg/rok.
<p>⁽¹⁾ Dolna granica tego zakresu jest zwykle osiągnięta gdy w instalacji stosuje się lub wytwarzanych jest niewiele halogenowanych związków organicznych.</p> <p>⁽²⁾ Ten BAT-AEL może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji jodowanych rentgenowskich środków kontrastowych ze względu na wysokie ładunki odporne. Ten BAT-AEL może również nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji tlenu propylenu lub epichlorohydryny w procesie chlorohydryny ze względu na wysokie obciążenia.</p> <p>⁽³⁾ Dolna granica zakresu jest zwykle osiągnięta, gdy w instalacji stosuje się lub ulega wytworzeniu kilka odpowiednich metali (związków).</p> <p>⁽⁴⁾ Ten BAT-AEL może nie mieć zastosowania wobec nieorganicznych ścieków, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji nieorganicznych związków metali ciężkich.</p> <p>⁽⁵⁾ Ten BAT-AEL może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z przetwarzania dużych ilości stałych nieorganicznych surowców zanieczyszczonych metalami (np. soda amoniakalna z procesu Solvaya, dwutlenek tytanu).</p> <p>⁽⁶⁾ Ten BAT-AEL może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji związków chromoorganicznych.</p> <p>⁽⁷⁾ Ten BAT-AEL może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji związków miedziowoorganicznych lub z produkcji monomeru chlorku winylu/dichlorek etylenu w procesie oksychlorowania.</p> <p>⁽⁸⁾ Ten BAT-AEL może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z produkcji włókien wiskozowych.</p>		

Powiązany monitoring znajduje się w BAT 4.

4.4 Odpady

BAT 13. Aby zapobiec lub, w przypadku gdy nie jest to wykonalne, ograniczyć ilość odpadów wysyłanych do unieszkodliwienia, w ramach BAT należy ustanowić i wdrożyć plan gospodarki odpadami w ramach systemu zarządzania środowiskowego (patrz BAT 1) który, w kolejności priorytetowej, zapewnia zapobieganie powstawaniu odpadów, przygotowanie do powtórnego użytku, recykling lub inny odzysk odpadów.

BAT 14. Aby ograniczyć ilość osadu ściekowego wymagającego dalszego przetwarzania lub usuwania oraz zmniejszyć jego potencjalny wpływ na środowisko, w ramach BAT należy stosować jedną z poniższych technik lub ich kombinację.

	Technika	Opis	Stosowalność
a	Kondycjonowanie	Kondycjonowanie chemiczne (tj. dodanie koagulantów i/lub flokulantów) lub kondycjonowanie termiczne (np. ogrzewanie) w celu poprawy warunków podczas zagęszczania/odwadniania osadu.	Nie dotyczy osadów nieorganicznych. Konieczność kondycjonowania zależy od właściwości osadu i używanego sprzętu zagęszczającego/odwadniającego.
b	Zagęszczanie/odwadnianie	Zagęszczanie można przeprowadzić przez sedymentację, odwirowanie, flotację, pasami grawitacyjnymi lub bębnami obrotowymi. Odwadnianie można przeprowadzić za pomocą taśmowych pras filtracyjnych lub pras filtracyjnych z płytami.	Zasadnicza możliwość stosowania.
c	Stabilizacja	Stabilizacja osadów obejmuje obróbkę chemiczną, obróbkę cieplną, trawienie tlenowe lub trawienie beztlenowe.	Nie dotyczy osadów nieorganicznych. Nie dotyczy krótkiej obróbki przed oczyszczaniem końcowym.
d	Suszenie	Osad suszy się przez bezpośredni lub pośredni kontakt ze źródłem ciepła.	Nie dotyczy przypadków, w których ciepło odpadowe nie jest dostępne lub nie można go wykorzystać.

4.5 Emisje do powietrza

4.5.1 Zbieranie gazów odlotowych

BAT 15. Aby ułatwić odzysk związków i redukcję emisji do powietrza, w ramach BAT należy w miarę możliwości zamknąć źródła emisji i ograniczyć emisje.

Stosowalność

Możliwość zastosowania może być ograniczona przez obawy o funkcjonalność (dostęp do sprzętu), bezpieczeństwo (unikanie stężeń zbliżonych do dolnej granicy wybuchowości) i zdrowie (gdym dostęp do operatora jest wymagany wewnątrz obudowy).

4.5.2 Oczyszczanie gazów odlotowych

BAT 16. Aby ograniczyć emisje do powietrza, w ramach BAT należy stosować zintegrowaną strategię zarządzania gazami odlotowymi i oczyszczania, która obejmuje techniki zintegrowanego przetwarzania i oczyszczania gazów odlotowych.

Opis

Zintegrowana strategia zarządzania i oczyszczania gazów odlotowych opiera się na zbiorze strumieni gazów odpadowych (patrz BAT 2) dając pierwszeństwo technikom zintegrowanym z procesem.

4.5.3 Spalanie gazu w pochodni

BAT 17. Aby zapobiec emisjom do atmosfery z pochodni, w ramach BAT należy stosować spalanie w pochodni jedynie ze względów bezpieczeństwa lub w nierutynowych warunkach operacyjnych (np. rozruch, przestój) przy użyciu jednej lub obu technik podanych poniżej.

	Technika	Opis	Stosowalność
a	Prawidłowy projekt instalacji	Obejmuje to zapewnienie systemu odzyskiwania gazu o wystarczającej pojemności i zastosowanie zaworów nadmiarowych o wysokiej integralności.	Zasadniczo stosowane w nowych zakładach. Systemy odzyskiwania gazu mogą zostać zmodernizowane w istniejących instalacjach.
b	Zarządzanie zakładami	Obejmuje to zrównoważenie układu paliwowego i stosowanie zaawansowanej kontroli procesu.	Zasadnicza możliwość stosowania.

BAT 18. Aby ograniczyć emisje do powietrza z pochodni, gdy nie można uniknąć spalania, w ramach BAT należy stosować jedną z poniższych technik lub obie te techniki.

	Technika	Opis	Stosowalność
a	Prawidłowa konstrukcja urządzeń do spalania w pochodni	Optymalizacja wysokości, ciśnienia, wspomagania parą, powietrzem lub gazem, typu końcówek pochodni (zamkniętych lub ekranowanych) itp., mająca na celu umożliwienie bezdymnego i niezawodnego działania oraz zapewnienie efektywnego spalania nadmiaru gazów.	Zastosowanie wobec nowych pochodni. W istniejących zakładach zastosowanie może być ograniczone ze względu na np. dostępność czasu konserwacji w trakcie obrotu zakładu.
b	Monitorowanie i rejestrowanie w ramach zarządzania pochodniami	Ciągłe monitorowanie gazu wysyłanego do spalania w pochodni, pomiary przepływu gazu i oszacowania innych parametrów (np. skład, zawartość ciepła, stosunek wspomagania, prędkość, natężenie przepływu gazu oczyszczającego, emisje zanieczyszczeń (np. NO _x , CO, węglowodory, hałas)) Zapis zdarzeń związanych ze spalaniem w pochodni zwykle obejmuje oszacowany/zmierzony skład gazu pochodni, szacowaną/zmierzoną ilość gazu pochodni i czas trwania operacji. Zapis pozwala na kwantyfikację emisji i potencjalne zapobieganie przyszłym zdarzeniom spalania w pochodni.	Zasadnicza możliwość stosowania.

4.5.4 Emisje rozproszone LZO

BAT 19. Aby zapobiec lub, w przypadku gdy nie jest to możliwe, zredukować rozproszone emisje LZO do powietrza, w ramach BAT należy stosować kombinację poniższych technik.

	Technika	Stosowalność
Techniki związane z projektowaniem instalacji		
a	Ograniczyć liczbę potencjalnych źródeł emisji	Możliwość zastosowania może być ograniczona w przypadku istniejących instalacji ze względu na wymagania operacyjności.
b	Zmaksymalizować wewnętrzne funkcje ograniczające proces	
c	Wybrać sprzęt o wysokiej integralności (patrz opis w Dziale 4.6.2)	
d	Ułatwianie czynności konserwacyjnych poprzez zapewnienie dostępu do potencjalnie nieszczelnego sprzętu	
Techniki związane z budową, montażem i uruchomieniem zakładu/sprzętu		
e	Zapewnić dobrze określone i kompleksowe procedury dotyczące budowy i montażu zakładu/sprzętu. Obejmuje to użycie zaprojektowanego naprężenia uszczelki w przypadku połączenia kołnierzewego (patrz opis w Dziale 4.6.2)	Zasadnicza możliwość stosowania.
f	Zapewnić niezawodne procedury uruchamiania i przekazywania urządzeń/sprzętu zgodnie z wymaganiami projektowymi	
Techniki związane z eksploatacją instalacji		
g	Zapewnić dobrą konserwację i terminową wymianę sprzętu	Zasadnicza możliwość stosowania.
□	Użyć program wykrywania i naprawy nieszczelności opartego na ryzyku (LDAR) (patrz opis w Dziale 4.6.2)	
i	O ile jest to uzasadnione, zapobiegać rozproszonym emisjom LZO, zbierać je u źródła i oczyszczać je	

Powiązany monitoring znajduje się w BAT 5.

4.5.5 Emisje odorów

BAT 20. Aby zapobiec lub, o ile nie jest to praktycznie możliwe, ograniczyć emisje nieprzyjemnych odorów, w ramach BAT należy ustanowić, wdrożyć i regularnie oceniać plan postępowania wobec odorów w ramach systemu zarządzania środowiskowego (patrz BAT 1), który obejmuje wszystkie następujące elementy:

- I. protokół zawierający odpowiednie działania i ramy czasowe;
- II. protokół monitorowania odorów;
- III. protokół reagowania na zidentyfikowane incydenty zapachowe;
- IV. program zapobiegania i ograniczania nieprzyjemnych odorów, mający na celu określenie źródła (źródeł), pomiar/oszacowanie narażenia na zapach, scharakteryzowanie udziału źródeł i wdrożenie środków zapobiegawczych i/lub ograniczających.

Powiązany monitoring znajduje się w BAT 6.

Stosowalność

Możliwość zastosowania jest ograniczona do przypadków, w których można się spodziewać dokuczliwości odoru lub jest ona uzasadniona.

BAT 21. Aby zapobiec lub, jeżeli nie jest to wykonalne, ograniczyć emisje nieprzyjemnych odorów ze zbiórki i oczyszczania ścieków oraz z oczyszczania osadów, w ramach BAT należy stosować jedną z poniższych technik lub ich kombinację.

	Technika	Opis	Stosowalność
a	Zminimalizować czasy przebywania	Zminimalizować czas przebywania ścieków i osadów w systemach gromadzenia i przechowywania, w szczególności w warunkach beztlenowych;	Możliwość zastosowania może być ograniczona w przypadku istniejących systemów zbiórki i przechowywania.
b	Obróbka chemiczna	Stosować chemikalia w celu zniszczenia lub zredukowania tworzenia się związków zapachowych (np. utlenianie lub wytrącanie siarkowodoru);	Zasadnicza możliwość stosowania.
c	Zoptymalizować obróbkę tlenową	Może to obejmować: i. kontrolowanie zawartości tlenu; ii. częstą konserwację systemu napowietrzania; iii. użycie czystego tlenu; iv. usuwanie osadu w zbiornikach.	Zasadnicza możliwość stosowania.
d	Zamknięcie	Przykryć lub zamknąć obiekty do zbierania i oczyszczania ścieków i osadu w celu zbiórki wonnego gazu do dalszego przetwarzania;	Zasadnicza możliwość stosowania.
e	Oczyszczanie typu „końca rury”	Może to obejmować: i. oczyszczanie biologiczne; ii. dopalanie termiczne.	Obróbka biologiczna dotyczy tylko związków, które łatwo rozpuszczają się w wodzie i łatwo ulegają bioeliminacji.

4.5.6 Emisje hałasu

BAT 22. Aby zapobiec lub, w przypadku gdy jest to niewykonalne, ograniczyć emisje hałasu, w ramach BAT należy ustanowić i wdrożyć plan zarządzania hałasem w ramach systemu zarządzania środowiskowego (patrz BAT 1), który obejmuje wszystkie następujące elementy:

- I. protokół zawierający odpowiednie działania i ramy czasowe;
- II. protokół do przeprowadzania monitorowania hałasu;
- III. protokół odpowiedzi na zidentyfikowane incydenty związane z hałasem;
- IV. program zapobiegania i ograniczania hałasu, mający na celu identyfikację źródła (źródeł), pomiar/oszacowanie ekspozycji na hałas, scharakteryzowanie wkładu źródeł i wdrożenie środków zapobiegawczych i/lub ograniczających.

Stosowalność

Możliwość zastosowania ogranicza się do przypadków, w których można spodziewać się dokuczliwości hałasu lub jest uzasadniona.

BAT 23. Aby zapobiec lub, w przypadku gdy jest to niewykonalne, ograniczyć emisje hałasu, w ramach BAT należy stosować jedną z poniższych technik lub ich kombinację.

	Technika	Opis	Stosowalność
a	Właściwa lokalizacja sprzętu i budynków	Zwiększenie odległości między emiterym i odbiornikiem oraz wykorzystanie budynków jako ekranów akustycznych.	W przypadku istniejących zakładów przeniesienie sprzętu może być ograniczone z powodu braku miejsca lub nadmiernych kosztów.
b	Środki operacyjne	Obejmują: i. ulepszoną inspekcję i konserwację sprzętu; ii. zamykanie drzwi i okien zamkniętych pomieszczeń, jeśli to możliwe; iii. obsługę sprzętu przez doświadczony personel; iv. unikanie hałaśliwych czynności w nocy, jeśli to możliwe; v. przepisy dotyczące kontroli hałasu podczas czynności konserwacyjnych.	Zasadnicza możliwość stosowania.
c	Niski poziom hałasu w sprzęcie	Obejmuje to ciche kompresory, pompy i pochodnie.	Możliwość zastosowania wyłącznie gdy sprzęt jest nowy lub wymieniony.
d	Sprzęt do kontroli hałasu	Obejmuje: i. reduktory hałasu; ii. izolację sprzętu; iii. obudowę hałaśliwego sprzętu; iv. wygłuszenie budynków.	Możliwość zastosowania może być ograniczona ze względu na wymagania przestrzenne (dla istniejących zakładów), zdrowie i bezpieczeństwo.
e	Redukcja hałasu	Wstawianie przeszkód między emiterym i odbiornikami (np. ściany ochronne, nasypy i budynki).	Dotyczy tylko istniejących zakładów, ponieważ projektowanie nowych zakładów powinno sprawić, że technika ta będzie niepotrzebna. W przypadku istniejących zakładów wprowadzenie przeszkód może być ograniczone z powodu braku miejsca.

4.6 Opisy technik

4.6.1 Oczyszczanie ścieków

Technika	Opis
Metoda osadu czynnego	Biologiczne utlenianie rozpuszczonych substancji organicznych za pomocą tlenu przy użyciu metabolizmu mikroorganizmów. W obecności rozpuszczonego tlenu (wtryskiwany w postaci powietrza lub czystego tlenu) składniki organiczne są mineralizowane do dwutlenku węgla i wody lub przekształcane w inne metabolity i biomasę (tj. osad aktywowany). Mikroorganizmy są utrzymywane w zawiesinie w ściekach, a cała mieszanina jest mechanicznie napowietrzana. Aktywowana mieszanka szlamu jest przesyłana do zakładu separacji, z którego osad jest zwracany do zbiornika napowietrzającego.
Nitryfikacja/denitryfikacja	Dwustopniowy proces, który zazwyczaj zostaje włączony do biologicznych oczyszczalni ścieków. Pierwszym krokiem jest aerobowa nitryfikacja, w której mikroorganizmy utleniają amon (NH_4^+) do pośredniego azotynu (NO_2^-), który następnie utlenia się dalej do azotanu (NO_3^-). W następnym etapie denitryfikacji beztlenowej mikroorganizmy chemicznie redukują azotany do azotu.
Strącanie chemiczne	Konwersja rozpuszczonych substancji zanieczyszczających w nierozpuszczalny związek przez dodanie chemicznych środków strącających. Wytworzone stałe osady są następnie oddzielane przez sedimentację, flotację powietrzną lub filtrację. Jeśli to konieczne, może to nastąpić po mikrofiltracji lub ultrafiltracji. Wielowartościowe jony metali (np. wapń, aluminium, żelazo) są używane do wytrącania fosforu.
Koagulacja i flokulacja	Koagulacja i flokulacja są stosowane do oddzielania zawieszonych substancji stałych od ścieków i często są przeprowadzane w kolejnych etapach. Koagulację prowadzi się dodając koagulanty o ładunkach przeciwnych niż w zawiesinach. Flokulację przeprowadza się przez dodanie polimerów, tak aby zderzenia cząstek mikroflokulacji powodowały ich łączenie w celu wytworzenia większych kłaczków.
Wyrównanie	Bilans przepływów i ładunków zanieczyszczeń na wlocie końcowego oczyszczania ścieków przy użyciu zbiorników centralnych. Wyrównanie może być zdecentralizowane lub realizowane przy użyciu innych technik zarządzania.
Filtracja	Oddzielanie ciał stałych od ścieków poprzez przepuszczenie ich przez porowaty ośrodek, np. piasek filtracyjny, mikrofiltrację i ultrafiltrację.
Flotacja	Oddzielanie cząsteczek stałych lub ciekłych od ścieków poprzez dołączanie ich do drobnych pęcherzyków gazu, zwykle powietrza. Cząsteczki pływające gromadzą się na powierzchni wody i są zbierane za pomocą zgarniaczy.
Bioreaktor membranowy	Połączenie aktywowanego oczyszczania osadu i filtracji membranowej. Stosuje się dwa warianty: a) zewnętrzną pętlę recyrkulacji między zbiornikiem aktywowanego osadu a modulem membranowym; oraz b) zanurzenie modułu membranowego w napowietrzonym zbiorniku osadu aktywnego, w którym odciek jest filtrowany przez membranę z włókien kanalikowych, biomasę pozostającą w zbiorniku (wariant ten jest mniej energochłonny i skutkuje bardziej kompaktowymi zakładami).
Zobojętnianie	Dostosowanie pH ścieków do poziomu neutralnego (około 7) przez dodanie chemikaliów. Na ogół stosuje się wodorotlenek sodu (NaOH) lub wodorotlenek wapnia (Ca(OH)_2) w celu zwiększenia pH; podczas gdy kwas siarkowy (H_2SO_4), kwas solny (HCl) lub dwutlenek węgla (CO_2) są ogólnie stosowane w celu obniżenia pH. Podczas neutralizacji może dojść do wytrącenia niektórych substancji.
Sedymentacja	Oddzielanie zawieszonych cząstek i zawieszzonego materiału przez osadzanie grawitacyjne.

4.6.2 Emisje rozproszone LZO

Technika	Opis
Sprzęt o wysokiej integralności	<p>Sprzęt o wysokiej integralności obejmuje:</p> <ul style="list-style-type: none"> - zawory z podwójnymi uszczelkami tłoku; - napędzane magnetycznie pompy/sprężarki/mieszadła. - pompy/kompresory/mieszadła wyposażone w uszczelnienia mechaniczne zamiast w dławnicowych; - uszczelki o wysokiej integralności (takich jak spiralnie zwinięte, połączenia pierścieniowe) do krytycznych zastosowań; - sprzęt odporny na korozję.
Program wykrywania i naprawy wycieków (LDAR)	<p>Strukturalne podejście mające na celu redukcję niezorganizowanych emisji LZO poprzez wykrywanie, a następnie naprawę lub wymianę nieszczelnych elementów. Obecnie do identyfikacji przecieków dostępne są metody wążowania (opisane przez EN 15446) i optycznego obrazowania gazów.</p> <p>Metoda wążowania: Pierwszym krokiem jest wykrywanie za pomocą ręcznych analizatorów LZO mierzących stężenie w pobliżu sprzętu (np. za pomocą jonizacji płomienia lub foto-jonizacji). Drugi etap polega na pakowaniu komponentu w celu przeprowadzenia bezpośredniego pomiaru przy źródle emisji. Ten drugi etap jest czasami zastępowany przez matematyczne krzywe korelacji uzyskane na podstawie statystycznych wyników uzyskanych z dużej liczby wcześniejszych pomiarów wykonanych na podobnych komponentach.</p> <p>Optyczne metody obrazowania gazu: Obrazowanie optyczne wykorzystuje małe lekkie ręczne kamery, które umożliwiają wizualizację wycieków gazu w czasie rzeczywistym, dzięki czemu pojawiają się jako "dym" na magnetowidzie razem z normalnym obrazem danego komponentu, aby łatwo i szybko zlokalizować znaczące wycieki LZO. Aktywne systemy wytwarzają obraz z rozproszonym wstecznie światłem podczerwonym lasera na komponentcie i jego otoczeniu. Systemy pasywne opierają się na naturalnym promieniowaniu podczerwonym sprzętu i jego otoczenia.</p>
Dopalenie termiczne	<p>Dopalenie gazów palnych i substancji zapachowych w strumieniu gazów odlotowych poprzez podgrzanie mieszaniny zanieczyszczeń powietrzem lub tlenem powyżej punktu samozapłonu w komorze spalania i utrzymywanie go w wysokiej temperaturze na tyle długo, aby zakończyć spalanie do dwutlenku węgla i woda. Dopalenie termiczne jest również określane jako "spalanie", "spalanie termiczne" lub "spalanie oksydacyjne".</p>
Stosowanie zaprojektowanego naprężenia uszczelki do połączenia kołnierzego	<p>Obejmuje:</p> <ol style="list-style-type: none"> i. uzyskanie certyfikowanej wysokiej jakości uszczelki, np. zgodnej z EN 13555; ii. obliczanie najwyższego możliwego obciążenia sworznia, np. zgodnie z EN 1591-1; iii. uzyskanie kwalifikowanego sprzętu do montażu kołnierzy; iv. nadzór nad dokręceniem śrub przez wykwalifikowanego monter.
Monitorowanie emisji rozproszonych LZO	<p>Metody wykrywania wążowania i obrazowania optycznego gazu zostały opisane w programie wykrywania i naprawy nieszczelności.</p> <p>Pełny przegląd i kwantyfikacja emisji z instalacji może być przeprowadzona za pomocą odpowiedniej kombinacji uzupełniających metod, takich jak strumień promieniowania optycznego (SOF) lub LIDAR absorpcji różnicowej (DIAL). Wyniki te można wykorzystać do oceny trendów w czasie, sprawdzania krzyżowego i aktualizacji/sprawdzania poprawności bieżącego programu LDAR.</p> <p>Przenikania promieniowania słonecznego (SOF) Technika ta opiera się na zapisie i spektrometrycznej analizie transformacji Fouriera szerokopasmowych podczerwonych lub ultrafioletowych/widzialnych widm promieniowania słonecznego wzdłuż danej trasy geograficznej, przecinających kierunek wiatru i przecinających smugi LZO.</p> <p>Absorpcja różnicowa LIDAR (DIAL): Jest to technika oparta na laserze z wykorzystaniem absorpcji różnicowej LIDAR (wykrywanie i zakres światła), która jest optycznym analogiem RADARu opartego na falach radiowych. Technika ta polega na wstecznym rozpraszaniu impulsów wiązki laserowej przez aerozole atmosferyczne oraz analizie właściwości spektralnych zwróconego światła zebranego za pomocą teleskopu.</p>

5 NOWE TECHNIKI

5.1 Techniki oczyszczania ścieków

5.1.1 Usuwanie siarczanów i innych zanieczyszczeń za pomocą reaktorów ultradźwiękowych

Opis

Ścieki o dużej zawartości siarczanów są oczyszczane z wykorzystaniem następujących etapów procesu:

1. Reakcja siarczanu w ściekach wodnych z polichlorkiem glinu w warunkach kwaśnych (idealnie o pH <1,3). Wymagana ilość polichlorku glinu jest proporcjonalna do stężenia siarczanu w ściekach.
2. Neutralizacja za pomocą zawiesiny wapiennej lub ciekłego wapna (optymalne pH wynosi 11,5).
3. Obróbka w reaktorze ultradźwiękowym z kontrolowaną szybkością, w którym może wytrącać się siarczan. Amplituda i moc wibracji ultradźwiękowych są kontrolowane w celu optymalizacji skuteczności usuwania siarczanów. W reaktorze ultradźwiękowym zmienia się chemia reakcji i kinetyka, tworząc tlenek siarczanu wapniowo-glinowego. Materiał ten jest bardzo drobnym precypitatem, o charakterze prawie koloidalnym i stwierdzono, że flokulację rozpoczyna się przez dodanie Epoploc L1-R (środek wytrącający metali ciężkich, będący karbaminą). Zapewnia to nie tylko usunięcie wszelkich metali ciężkich, które są obecne, ale także usuwa nadmiar glinu. Materiał flokuluje się za pomocą anionowego poliakryloamidu. Powstały supernatant jest klarowny i bezbarwny. Środek strącający wytworzony w procesie został przeanalizowany za pomocą rentgenowskiej fluorescencji i dyfrakcji i został zidentyfikowany jako rodzaj zeolitu.
4. Następuje klaryfikacja, szlam jest usuwany i obrabiany w prasie filtracyjnej, a następnie może zostać usunięty lub ponownie użyty/poddany recyklingowi.

Technika może być stosowana jako technika typu „końca rury” lub zostać włączona do oczyszczania ścieków. Przykładem tego jest oczyszczalnia, np. w celu usuwania chromu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Technika ta jest stosowana do usuwania następujących zanieczyszczeń z wód ściekowych:

- siarczan (redukcja do 99,7%);
- ChZT (redukcja do 55%);
- fosforan (redukcja do 99,9%);
- metale ciężkie (redukcja do 99,7%).

Powstały placek filtracyjny ma mniejszą zawartość wilgoci i często nie jest niebezpieczny i może być usuwany na odpowiednim składowisku odpadów. Czasami można go wykorzystać ponownie do następujących zastosowań:

- jako alternatywny surowiec w przemyśle cementowym;
- jako materiał do obróbki odpadów malarskich, np. odpadów z komór lakierniczych;
- w stabilizacji/zestalaniu odpadów;
- w oczyszczaniu zanieczyszczonych gleb.

Efekty między ośrodkami

Efekt ubocznym tej techniki jest to, że wytworzony osad jest drobny i osadza się bardzo powoli. Wymaga to zaprojektowanego w tym celu zbiornika osadowego/osadnika (często prędkość osiadania wynosi jedynie 0,18 m/h). Należy zachować ostrożność, dodając Epoploc L1-R i flokulant, aby zapewnić, że flokulowane cząstki osiadają, aby szybko pozostawić za sobą drobne cząstki tlenku siarczanu wapniowo-glinowego.

Rozdział 5

Zużycie surowców jest następujące w oparciu o szybkość przepływu 5 m³/h, 10 godzin dziennie, pięć dni w tygodniu, przy poziomie siarczynu na wejściu wynoszącym od 2 500 mg/l do 8 000 mg/l, zwykle około 5 000 mg/l:

- hydroksychlorek glinu: 1 300 kg/tydzień;
- płynne wapno 18% wag.: 4 000 kg/tydzień;
- Epofloc L1-R: 5 kg/tydzień;
- anionowy flokulant: 3-5 kg/tydzień.

Zużycie elektryczne w reaktorze ultradźwiękowym wynosi 120-140 watów.

Produkcja placka filtracyjnego wynosi 5 000-6 000 kg/tydzień.

Dane eksploatacyjne

Instalacja jest obsługiwana automatycznie. Wymagane wartości pH osiąga się za pomocą cyfrowych pomp dozujących i regulatorów pH. Sygnał 4-20 mA z regulatora pH jest wprowadzany do pompy dozującej, więc dawkowanie jest proporcjonalne. Reaktor ultradźwiękowy uruchamia się i zatrzymuje przy przepływie przez układ. Reaktor ultradźwiękowy ma swoją własną jednostkę sterującą do ustawiania amplitudy i mocy. Jednym aspektem z punktu widzenia eksploatacji/konserwacji jest czystość elektrod pH. Ponieważ na skuteczność procesu usuwania ma wpływ pH, wymagane jest regularne czyszczenie elektrod. W praktyce można to osiągnąć za pomocą elektrod samooczyszczających się.

Stosowalność

Technikę można zastosować w przypadku nowych lub istniejących zakładów. Jeśli technika zostanie wprowadzona w ramach modernizacji, często będzie to wymagało dodania kilku pomp dozujących i reaktora ultradźwiękowego. Zakładając, że osadnik lub zbiornik osadowy ma odpowiedni rozmiar, technika może być zastosowana w przypadku dużych lub małych zakładów. W przypadku dużych zakładów, może być potrzebnych kilka reaktorów ultradźwiękowych do obsługi przepływu (zazwyczaj wymagane tylko do przepływów > 40m³/h).

Aspekty ekonomiczne

Koszt tej techniki zależy od objętości ścieków, które mają być oczyszczone oraz od zanieczyszczeń, które mają zostać usunięte. Koszty reaktorów ultradźwiękowych zwykle mieszczą się w przedziale 22 500 - 97 500 GBP (28 700-124 000 EUR, średni kurs wymiany walut za 2008 r.: EUR/GBP = 0,7843).

Chociaż koszty inwestycji są dość wysokie, należy to porównać z kosztami tankowania odpadów poza miejscem, które wyniosłyby około 460-1500 GBP (590-1 900 EUR, średni kurs wymiany w 2008 r.: EUR/GBP = 0,7843) dla ładunku 20 ton, w zależności od składu odpadów. Oznacza to, że czas zwrotu z reaktora wynosi zwykle mniej niż trzy miesiące.

Oprócz czasu zwrotu, korzyści w zakresie ochrony środowiska pochodzą z odpadów przetwarzanych u źródła.

Przyczyna wdrożenia

Chociaż siarczyn nie może być postrzegany jako zanieczyszczenie środowiska, może powodować problemy z infrastrukturą kanalizacyjną, w szczególności z betonowymi kanałami ściekowymi. Jest to problem, który występuje w przypadku branży, która prowadzi emisję do kanałów publicznych w całej Europie.

Przykładowe zakłady

Rimex Metals Ltd, Londyn, Wielka Brytania.

Literatura źródłowa

[158, Nash 2008]

5.1.2 Fotokatalityczne utlenianie za pomocą dwutlenku tytanu

Opis

Technika ta jest układem niskotemperaturowym opartym na fotokatalizie, który może rozkładać szereg związków organicznych, a także niszczyć mikroorganizmy w wodnistych wyciekach. Odmianę tej techniki można również stosować do oczyszczania wycieków gazu (patrz Dział 5.2.1).

Technika jest prosta w obsłudze i ma niewiele ruchomych części. Jest także wysoce niezawodna i solidna. System może być skalowany do różnych wymagań przepustowości, od litrów do metrów sześciennych na dobę i może być obsługiwany w sposób ciągły lub w trybie wsadowym, w zależności od materiału docelowego, który ma być poddany oczyszczaniu.

Podstawowa konfiguracja może wykorzystywać zawieszony fotokatalizator, który można odzyskać do ponownego zastosowania, lub unieruchomiony fotokatalizator powleczony na obojętnym podłożu. To drugie podejście ma na ogół niższą efektywność niszczenia niż pierwsze, ale zmniejsza zapotrzebowanie na zakład do odzyskiwania, a zatem jest łatwiejszy do zbudowania i wykorzystania.

Wraz z zawieszonym katalizatorem, mieszaniną docelowego materiału, który ma być poddany oczyszczaniu, katalizator i wodę przepuszcza się jako cienką warstwę zawiesziny na szeregu płyt i poddaje działaniu światła UVA. Jeśli wystąpi wystarczająca degradacja docelowego materiału, wówczas poddana obróbce mieszanina może przejść przez układ odzyskiwania katalizatora, po czym woda i poddany obróbce materiał docelowy mogą zostać uwolnione do środowiska poprzez rozładowanie za pomocą konwencjonalnego układu do oczyszczania wody; katalizator można zawrócić do ponownego użycia w tym procesie. Jeśli wymagana jest dalsza obróbka przed przeniesieniem zdegradowanego strumienia zanieczyszczeń do oczyszczalni ścieków, można zastosować ciągły układ pętli lub, jeśli konieczne jest przetwarzanie wsadowe, wówczas mieszaninę procesową można umieścić w zbiorniku do dalszego oczyszczania przed odprowadzeniem.

W przypadku unieruchomionego katalizatora proces jest wyraźnie prostszy, niezależnie od tego, czy stosuje się przepływ okresowy, czy ciągły.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Proces fotokatalityczny można zastosować do ścieków przemysłowych w celu:

- ogólnego zniszczenia zanieczyszczenia organicznego;
- specyficzna degradacja zanieczyszczeń, taka jak wody skażonej środkami farmaceutycznymi lub pestycydami;
- zmniejszenie toksyczności;
- poprawa biodegradacji;
- usuwanie BOD/ChZT;
- poprawa odoru i koloru.

Efekty między ośrodkami

Zużycie energii (przez lampy ultrafioletowe, a także pompy do cyrkulacji wycieków wody) stanowi efekt między ośrodkami powiązany z tą techniką.

Podczas wdrażania tej techniki nie zużywa się żadnych chemikaliów.

Zużycie energii będzie zależeć od wielkości reaktora, a zapotrzebowanie na energię będzie zależeć od przepustowości. Dla reaktora odpowiedniego do obróbki $\sim 2\ 200$ l/d lub ~ 15 m³/tydzień, potrzebnych będzie 200 lamp o mocy 80 W każda, a przy czasie obróbki około 1,5 godziny zużycie energii wyniesie około 24 kWh.

Dane eksploatacyjne

Skuteczność tej techniki będzie oczywiście zależeć od technicznej konfiguracji sprzętu i substancji poddawanych obróbce i, jak w przypadku wszystkich technik, wymagane będą testy przed wdrożeniem na pełną skalę. Jednakże odnotowano wysoką skuteczność niszczenia (>99%) dla substancji takich jak barwniki, środki nerwowe i środki farmaceutyczne.

Rozdział 5

Technika ta prawdopodobnie ma zastosowanie tylko do specjalistycznego oczyszczania na niewielką skalę.

Zgodnie z wiedzą techniczną TWG dla przeglądu niniejszego BREF, w 2009 r. nie występowało komercyjne zastosowanie tej techniki.

Stosowalność

Zalety i wady podano w Tabeli 5.1

Tabela 5.1: Zalety i wady związane z fotokatalitycznym utlenianiem za pomocą dwutlenku tytanu w oczyszczaniu ścieków

	Zawiesina TiO ₂	Unieruchomiony TiO ₂
Zalety	<ul style="list-style-type: none">• Łatwo dostępna• Stosunkowo tanie• Wysoce fotoaktywna• Duże pole powierzchni w porównaniu z unieruchomionym TiO₂ (50 m²/g)• Brak efektów przenoszenia masy	<ul style="list-style-type: none">• Nie trzeba wymieniać katalizatora po fotokatalizie• Łatwość wymiany• Brak koagulacji• Zastrzeżona metoda uzyskania dużej powierzchni powłoki TiO₂
Wady	<ul style="list-style-type: none">• Konieczność usunięcia osadu po fotokatalizie• Może skrzepnąć i stracić aktywność	<ul style="list-style-type: none">• Nie jest łatwo dostępny• Niższe pole powierzchni niż osad• Problemy z przyleganiem i wytrzymałością

Aspekty ekonomiczne

Orientacyjne koszty można podać jedynie w przypadku systemu reaktora fotokatalizatora w celu oczyszczania mikrozanieczyszczeń w ściekach. Oczyszczanie konkretnego mikrozanieczyszczenia należałoby oszacować na podstawie prób i badań pilotażowych. Zwykle jednak, w przypadku systemu, który będzie oczyszczał około 2 200 l/d lub ~ 15 m³/tydzień, koszty inwestycji dla instalacji w zakładzie podstawowym bez wyposażenia pomocniczego, takiego jak narzędzia analityczne, będzie w zakresie 400 000 GBP - 500 000 (450 000 - 560 000 EUR, średni kurs wymiany walut za 2009 r.: EUR/GBP = 0,8982).

W przypadku wspomnianego powyżej reaktora koszt przetworzenia około 140 litrów wynosi zwykle 1,20 GBP (1,34 EUR, średni kurs wymiany walut na 2009 r.: EUR/GBP = 0,8982), a tygodniowy rachunek za 15 m³ wyniósłby około 132 GBP (147 EUR, średni kurs wymiany w 2009 r.: EUR/GBP = 0,8982). Stosując ten koszt energii w sposób ciągły, można oszacować koszty operacyjne, uwzględniając amortyzację przez pięć lat, ogólne koszty pracy, materiały zużywalne (w tym katalizator zastępczy lub płyty katalizatora i lampy) oraz obsługę. Następnie, z wyłączeniem kosztów ogólnych zakładu, takich jak czynsz, stawki, utrzymanie nieruchomości itp., roczne koszty operacyjne szacuje się na około 200 000 GBP (220 000 EUR, średni kurs wymiany w 2009 r.: EUR/GBP = 0,8982).

Przyczyna wdrożenia

Nie podano informacji.

Przykładowe zakłady

Nie podano informacji.

Literatura źródłowa

[163, CEFIC 2009]

5.1.3 Łączone utlenianie elektrochemiczne

Opis

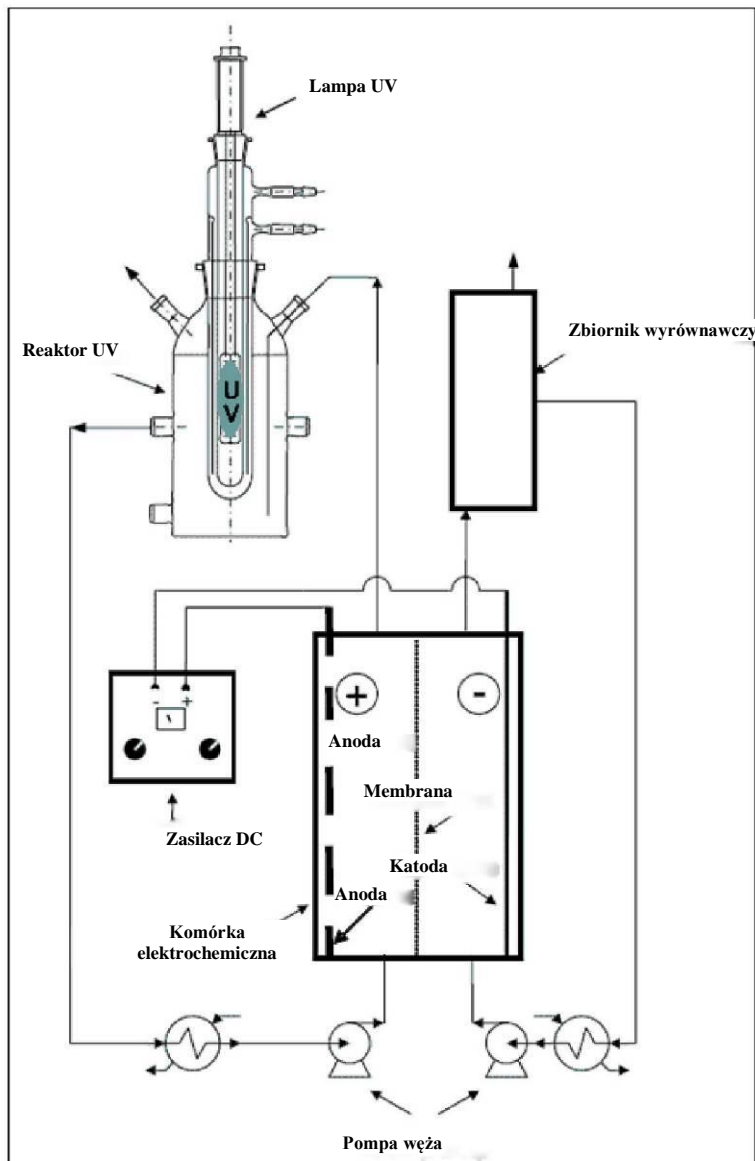
Procesy elektrochemiczne można podzielić na dwie główne grupy:

- **elektroliza bezpośrednia** (zwana również "utlenianiem anodowym", "bezpośrednim utlenianiem" lub "spalaniem elektrochemicznym") za pomocą utleniania anodowego, w którym zanieczyszczenie na powierzchni anody reaguje z zaadsorbowanymi rodnikami hydroksylowymi;
- **elektroliza pośrednia**, w której zanieczyszczenie reaguje w roztworze z elektrogenerowanym odczynnikiem wytwarzanym na anodzie (np. O_3 , ClO^- , Cl_2 , ClO_2) lub na katodzie (np. H_2O_2).

Połączone elektrochemiczne procesy utleniania łączą utlenianie elektrochemiczne, fotochemiczne i katalityczne w celu uzyskania optymalnych rezultatów w degradacji toksycznych i niebiodegradowalnych substancji organicznych.

Można użyć następującej kombinacji:

- utlenianie anodowe i katodowe wytwarzanie nadtlenu wodoru (H_2O_2);
- wytwarzanie katodowe nadtlenu wodoru i promieniowania UV;
- katalityczne utlenianie elektrochemiczne (wytwarzanie *in situ* nadtlenu wodoru i określonych katalizatorów);
- elektrochemiczne generowanie środków utleniających (np. H_2O_2 , O_3), promieniowania UV i różnych katalizatorów.



Rysunek 5.1: Przykład procesu łączonego utleniania elektrochemicznego

Celem tych połączonych procesów utleniania elektrochemicznego jest tworzenie rodników hydroksylowych, ostatecznej przyczyny utleniania materii organicznej obecnej w ściekach.

Identyfikacja najbardziej odpowiednich materiałów elektrodowych na ogół wymaga przeprowadzenia specyficznych testów dostosowanych do charakteru ścieków, które muszą zostać oczyszczone.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Technika ta umożliwia przekształcenie toksycznych zanieczyszczeń organicznych i substancji niebiodegradowalnych w łatwiej ulegające biodegradacji związki organiczne lub całkowitą mineralizację zanieczyszczeń organicznych (np. w celu przekształcenia ich w wodę, sole i dwutlenek węgla).

Efektywność środowiskową tej techniki mierzy się nie tylko za pomocą **OWO**, **ChZT** lub redukcji konkretnego związku, ale również biorąc pod uwagę poprawę biodegradacji dla dalszego oczyszczania biologicznego.

Główną zaletą elektrochemicznego oczyszczania ścieków jest wykorzystanie ścieków jako elektrolitu.

Efekty między ośrodkami

Energia (do przeprowadzenia elektrolizy) jest uważana za najważniejszy efekt przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami. Przykłady materiałów eksploatacyjnych obejmują:

- 9,2 kWh na m³ dla ścieków o wejściowym stężeniu EDTA 500 ppm;
- odczynniki, takie jak H₂O₂, wytwarza się *in situ*.

Metody elektrochemiczne są ogólnie bezpieczne ze względu na łagodne warunki (stosunkowo niska temperatura i ciśnienie) oraz niewielką ilość i nieszkodliwy charakter dodanych chemikaliów.

Dane eksploatacyjne

Charakter materiału elektrody silnie wpływa zarówno na selektywność, jak i na wydajność procesu [194, Martínez-Huitle i Ferro 2006].

Monitorowanie

Ważne jest dokładne monitorowanie następujących parametrów operacyjnych:

- pH,
- temperatura,
- OWO,
- stężenie związków organicznych w oczyszczanych ściekach,
- zużycie energii.

Stosowalność

Zalety i wady podano w Tabeli 5.2

Tabela 5.2: Zalety i wady związane z łączonym utlenianiem elektrochemicznym

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> • Ogólnie bezpieczna obsługa. • W porównaniu do technik takich jak utlenianie chemiczne, nie ma transportu i przechowywania niebezpiecznych reagentów (np. dwutlenku chloru) • Relatywnie niskie zużycie energii (z powodu łagodnej temperatury i ciśnienia do działania) • Może stosować do oczyszczania ścieków o OWO <5 000 ppm 	<ul style="list-style-type: none"> • Niska szybkość reakcji w przypadku zanieczyszczenia elektrody (przez produkty reakcji)

Zgodnie z doniesieniami technika ta ma zastosowanie do oczyszczania ścieków obciążonych przetrwałymi zanieczyszczeniami organicznymi, takimi jak:

- pestycydy i herbicydy;
- wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA);
- lotne związki organiczne (LZO);
- środki chelatujące.

Zanieczyszczenia te można znaleźć w ściekach z:

- produkcji farmaceutycznej;
- szpitali;
- przemysłu celulozowo-papierniczego;
- przemysłu naftowego i petrochemicznego;
- instalacji komunalnych.

Zastosowania obejmują:

- dezynfekcję wody pitnej;
- inaktywację bakterii i wirusów;
- kontrolę odoru;
- odbarwienie barwników;
- odcieki ze składowisk odpadów.

Aspekty ekonomiczne

Żywotność elektrod może stanowić jeden z kluczowych parametrów ekonomicznych [194, Martinez–Huitle i Ferro 2006].

Aspekty ekonomiczne powiązane z połączonym utlenianiem elektrochemicznym podano w Tabela 5.3

Tabela 5.3: Aspekty ekonomiczne związane z łączonym utlenianiem elektrochemicznym

Typ kosztów	Koszty	Uwagi
Koszty inwestycji	100 000 EUR	Do uzdatniania ścieków 1 m ³ /h
Koszty operacyjne	2,50 EUR za m ³	Do mineralizacji ścieków o stężeniu 500 ppm EDTA

Źródło: [193, UBA AT 2009].

Chociaż należy wziąć pod uwagę koszty inwestycyjne sprzętu, wniosek o trwałe ścieki o wartości OWO poniżej 5 000 ppm jest uzasadniony z ekonomicznego punktu widzenia.

Przyczyna wdrożenia

Nowe prawodawstwo dotyczące wody stanowi siłę napędową do wdrożenia tej techniki.

Przykładowe zakłady

- Lovo Waterworks, Sztokholm, Szwecja.
- VTU Technology, stacja uzdatniania wody CoolOx, Graz, Austria.

Literatura źródłowa

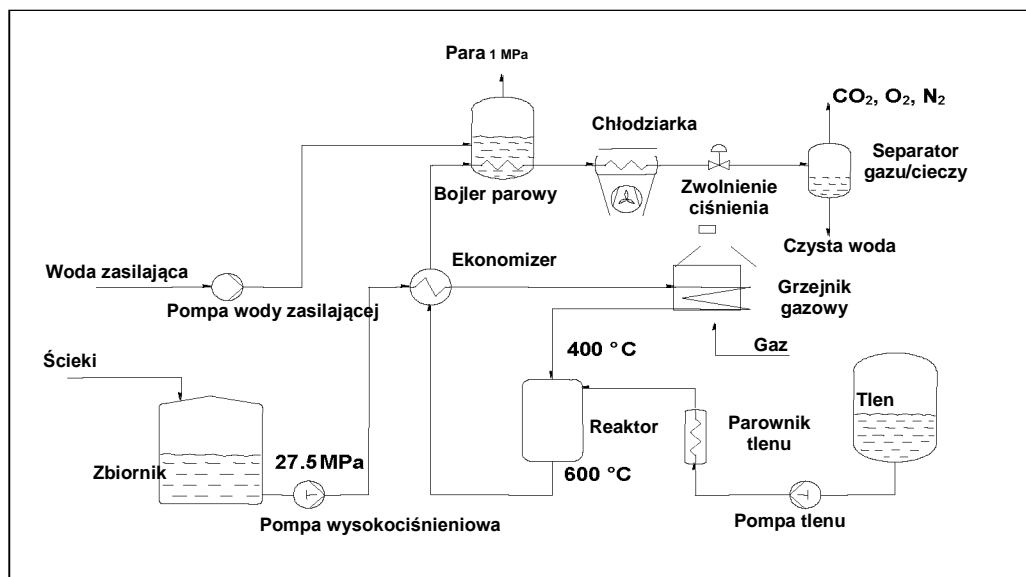
[123, Tarr 2003] [193, UBA AT 2009] [194, Martinez–Huitle i Ferro 2006]

5.1.4 Utlenianie w wodzie nadkrytycznej

Opis

Nadkrytyczne utlenianie wody (ang. supercritical water oxidation - SCWO) to specjalne zastosowanie wysokociśnieniowego wariantu utleniania na mokro (patrz Dział 3.3.2.3.4.4.3). Reakcja utleniania zachodzi w nadkrytycznym obszarze wody, tj. w temperaturach powyżej 374°C i ciśnieniach powyżej 22,1 MPa. Proces jest zilustrowany na Rysunku 5.2.

Ścieki doprowadzane są do ciśnienia nadkrytycznego przez pompę wysokociśnieniową przed wejściem do ekonomizera, gdzie wsad jest wstępnie nagrzewany przez wypływ z reaktora. Podczas rozruchu lub jeśli stężenie organiczne w ściekach jest mniejsze niż 4%, surowiec musi być dalej ogrzewany, aby osiągnąć zakres temperatur nadkrytycznych. Gdy do wsadu dodaje się tlen, temperatura w reaktorze wzrośnie do około 600°C.



Rysunek 5.2: Uproszczonego schematu przepływu w procesie SCWO

Wypływ z reaktora wpływa do ekonomizera, a następnie przez generator pary odzysku ciepła i przez chłodziarkę wypływu. Na koniec zawór kontrolny obniża ciśnienie wypływu do warunków atmosferycznych, a fazy ciekłe i gazowe są oddzielane.

Zawartość organicznych ścieków ulega redukcji do dwutlenku węgla, wody i azotu.

Charakterystyka SCWO to:

- całkowita rozpuszczalność związków organicznych w wodzie nadkrytycznej;
- całkowite wytrącanie nieorganicznych ciał stałych, takich jak sole;
- czas reakcji do całkowitego zniszczenia między 30 a 60 sekund, silnie zależny od temperatury reakcji;
- reakcja przy około 25 MPa i 400-600°C;
- całkowita konwersja zawartości organicznej, tj
 - węgiel organiczny przekształca się w dwutlenek węgla;
 - azot organiczny i nieorganiczny przekształca się w azot;
 - halogeny organiczne i nieorganiczne są przekształcane do odpowiedniego kwasu;
 - siarka organiczna i nieorganiczna są przekształcane do kwasu siarkowego;
- zniszczenie lotnych ciał stałych;
- utlenianie metali ciężkich do ich najwyższego stanu utlenienia;
- oddzielenie wszystkich substancji obojętnych w postaci drobnego, nieusuwalnego popiołu.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Skuteczności redukcji związanej z SCWO podano w Tabeli 5.4

Tabela 5.4: Efektywność redukcji związana z SCWO

Zanieczyszczenie	Efektywność redukcji (%)	Uwagi
Związki organiczne	> 99	–
1,2,4-trichlorobenzen	99,99 ⁽¹⁾	495°C, 3,6 min
4,4-dichlorobifenyl	> 99,99 ⁽¹⁾	500 °C, 4,4 min
DDT	> 99,99 ⁽¹⁾	505 °C, 3,7 min
PCB 1234	99,99 ⁽¹⁾	510 °C, 3,7 min
PCB 1254	99,99 ⁽¹⁾	510 °C, 3,7 min
Dioksyny	> 99,99 ⁽¹⁾	574 °C, 3,7 min
⁽¹⁾ [3, Environment Agency (England i Wales) 1997].		

Efekty między ośrodkami

W zależności od odprowadzanego wypływu, gazowy wypływ zawiera śladowe ilości podtlenku azotu i kwasu octowego wytwarzanego w procesie, ale także halogenowodory jako produkt degradacji chlorowcowanych związków organicznych, które należy poddać dalszemu oczyszczaniu w instalacjach odpływowych gazów odlotowych. Nieorganiczne ciała stałe muszą być rozładowywane, jeśli nie mogą być poddawane recyklingowi lub wykorzystywane gdzie indziej.

Instalacja jest źródłem hałasu, związanego z wytwarzaniem ciśnienia. Aby zmniejszyć hałas, sprzęt musi być zamknięty w osłonie.

Dane eksploatacyjne

Monitorowanie

Podczas całego procesu należy przeprowadzić dokładny monitoring parametrów roboczych, takich jak ciśnienie, temperatura i zawartość tlenu.

Stosowalność

SCWO stosuje się do zanieczyszczeń o niskiej biodegradowalności i/lub wysokiej toksyczności w przemyśle chemicznym, petrochemicznym i farmaceutycznym. Niszczy również dioksyny i PCB, a stosunkowo niski zakres temperatury 400-600°C sprawia, że mało prawdopodobne jest wytwarzanie NO_x (tj. tlenków azotu, z wyjątkiem N₂O).

Innym obszarem zastosowań dla SCWO jest obróbka osadów przemysłowych i komunalnych w celu niszczenia toksycznych związków organicznych, w tym dioksyn.

Zalety i wady opisano w Tabeli 5,5

Tabela 5.5: Zalety i wady związane z SCWO

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Cała zawartość organiczna, niezależnie od jej właściwości, ulega zniszczeniu Bardzo wysoką skuteczność niszczenia osiąga się w stosunkowo niskich temperaturach, co skutkuje emisją bez NO_x. Nie powstają dioksyny Wymagany jest bardzo krótki czas reakcji, co powoduje krótki czas przebywania, a zatem małą objętość reaktora Można łączyć z innymi dalszymi formami oczyszczenia 	<ul style="list-style-type: none"> Prawdopodobnie można znaleźć ślady podtlenku azotu (N₂O) i kwasu octowego Nieorganiczne ciała stałe wytrącają się i mogą powodować korozję Podwyższone stężenia chlorków prowadzą do zwiększonej korozji, wymagając w ten sposób określonych rodzajów stali

Aspekty ekonomiczne

Koszty operacyjne są przede wszystkim określone przez koszty energii związane z pompowaniem dopływu i sprężaniem powietrza lub tlenu. Zgłoszono koszty w wysokości od 30 EUR/t do 100/t [63, VITO 2010].

Przyczyna wdrożenia

Siły napędowe do wdrożenia obejmują odciążenie późniejszej biologicznej obróbki ładunków ChZT/AOX, które mogą mieć działanie zakłócające, hamujące lub toksyczne.

Przykładowe zakłady

Nie podano informacji.

Literatura źródłowa

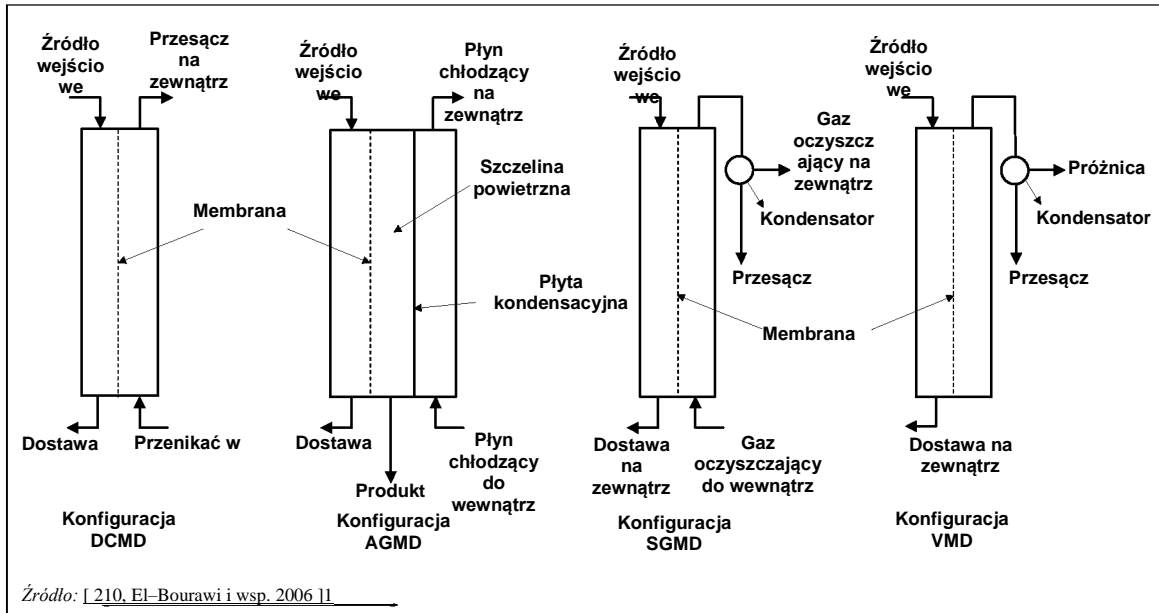
[3, Environment Agency (England i Wales) 1997] [63, VITO 2010]

5.1.5 Destylacja membranowa

Opis

Destylacja membranowa (MD) jest termicznie napędzonym procesem, w którym tylko cząsteczki pary są transportowane przez porowate membrany hydrofobowe. Płynny wsad poddawany obróbce MD musi być w bezpośrednim kontakcie z jedną stroną membrany i nie wnikać do suchych porów membrany. Hydrofobowy charakter membrany zapobiega przedostawaniu się płynnych roztworów do porów z powodu sił napięcia powierzchniowego. W efekcie przy wejściach do porów membrany tworzą się połączenia ciecz/para. W MD sama membrana działa jedynie jako bariera do utrzymywania połączeń ciecz/para przy wejściu do porów i nie jest konieczne, aby była selektywna, jak to jest wymagane w innych procesach membranowych, takich jak perwaporacja. Główne wymagania dla procesu MD polegają na tym, że membrany nie wolno zwilżać i tylko pary i niekondensujące gazy muszą być obecne w jej porach. Rozmiar porów membrany używanych w MD wynosi od 10 nm do 1 μm. Siła napędowa MD jest różnicą transbłonowego ciśnienia pary, która może być utrzymywana z jedną z czterech następujących możliwości stosowanych po stronie permeatu, jak pokazano na Rysunku 5.3.

1. Wodny roztwór chłodniejszy niż roztwór zasilający utrzymuje się w bezpośrednim kontakcie ze stroną permeatu membrany, co prowadzi do konfiguracji znanej jako destylacja z bezpośrednim kontaktem z membraną (DCMD). Różnica temperatury transbłonowej indukuje różnicę ciśnienia pary. W konsekwencji, lotne cząsteczki odparowują na granicy faz gorąca ciecz/para, przechodzą przez membranę w fazie pary i skraplają się na połączeniu zimna ciecz/para wewnątrz modułu membranowego.
2. Między membraną a powierzchnią kondensacji znajduje się szczelina stojącego powietrza. W tym przypadku odparowane lotne cząsteczki przecinają zarówno pory membrany, jak i szczelinę powietrzną, aby ostatecznie skroplić się na zimnej powierzchni wewnątrz modułu membranowego. Ta konfiguracja MD nazywa się destylacją membranową z przerwą powietrzną (AGMD).
3. Zimny gaz obojętny przenika przez stronę permeatu membrany przenosząc cząsteczki oparów, a kondensacja odbywa się poza modulem membranowym. Ten typ konfiguracji nazywa się destylacją błonową gazem zamiatającym (SGMD).
4. Podciśnienie jest stosowane po stronie permeatu modułu membranowego za pomocą pompy próżniowej. Zastosowane ciśnienie próżni jest niższe niż ciśnienie nasycenia lotnych cząsteczek, które mają być oddzielone od roztworu zasilającego. W takim przypadku kondensacja następuje poza modulem membranowym. Ta konfiguracja MD nazywana jest próżniową destylacją membranową (VMD).



Rysunek 5.3: Różne rodzaje konfiguracji MD

Zaletą procesu MD w porównaniu do konwencjonalnych procesów separacji jest to, że polega on na niższej temperaturze roboczej i ciśnieniu hydrostatycznym. Można stosować roztwory wsadowe o temperaturze znacznie niższej niż ich temperatura wrzenia przy ciśnieniach zbliżonych do atmosferycznych. W przeciwieństwie do procesów membranowych opartych na ciśnieniu, MD w zasadzie nie wymaga dodatków takich jak kwasy lub antyskalanty, ponieważ membrany są dużo mniej wrażliwe na polaryzację koncentracji lub zanieczyszczenie membrany. W związku z tym MD nie wymaga, aby miks dostaw był poddany określonej obróbce wstępnej.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Rozdzielanie/zatężanie nielotnych związków (np. jonów, kwasów, koloidów, makrocząsteczek) z przepływów wodnych i usuwanie śladowych ilości lotnych związków organicznych takich jak benzen, chloroform i trichloroetylen z wody są osiągniętymi korzyściami środowiskowymi wynikającymi z destylacji membranowej.

Efekty między ośrodkami

Efekty między ośrodkami obejmują: stosunkowo niski strumień permeatu w porównaniu z procesami membranowymi opartymi na ciśnieniu, takimi jak RO, zaniki strumienia permeatu ze względu na efekty polaryzacji stężenia i temperatury, zanieczyszczenia membranowe i całkowite lub częściowe zwilżanie porów oraz wysokie zużycie energii cieplnej.

Dane eksploatacyjne

W 2011 r. nie zgłoszono zastosowania procesu MD na skalę przemysłową.

Stosowność

Proces MD został z powodzeniem zastosowany na skalę laboratoryjną do oddzielania nielotnych związków od jonów takich jak woda, koloidy, makrocząsteczki; do usuwania śladowych lotnych związków organicznych z wody, takich jak benzen, chloroform, trichloroetylen; i do ekstrakcji innych związków organicznych, takich jak alkohole z rozcieńczonych roztworów wodnych. Został on zastosowany do odsalania wody, oczyszczania ścieków środowiskowych, ponownego wykorzystania wody i przetwórstwa żywności. MD oferuje potencjał w zakresie oczyszczania wody w przemyśle farmaceutycznym, chemicznym i tekstylnym, do koncentracji soków owocowych i przetwarzania mleka oraz w zastosowaniach biomedycznych, takich jak usuwanie wody z krwi. Można go również stosować do oddzielania azotropowych mieszanin wodnych (alkohol-woda), do zatężania cieczy chłodzących (glikoli), kwasów nielotnych i emulsji olej-w-wodzie oraz w zastosowaniach, w których przetwarzanie w wysokiej temperaturze powoduje termiczną degradację przebiegu procesu. Mając na uwadze zwalnianie mniej szkodliwych odpadów, MD oferuje większy potencjał w przemyśle tekstylnym, w którym ścieki są zanieczyszczone barwnikami.

Aspekty ekonomiczne

Ze względu na zastosowanie bardzo niskich ciśnień, które wiążą się z instalacją o niskich kosztach (cieńszy układ rur itp.) i mniejszą ilością problemów eksploatacyjnych, koszty inwestycji i konserwacji dla MD są znacznie niższe niż w przypadku membranowych procesów napędzanych ciśnieniem, takich jak ultrafiltracja (UF) i odwrócona osmoza (RO). Przy założeniu, że technologia MD jest w pełni rozwinięta, całkowity koszt produkcji hipotetycznego zakładu odsalania DCMD przy 30% odzysku ciepła wewnętrznego do wytwarzania czystej wody z szybkością 3 800 m³/h może zostać określony jako 0,55 EUR/m³, co stanowi kwotę wyraźnie niższą niż koszt instalacji RO o tej samej wydajności (0,89 EUR/m³).

Oczekiwany koszt produkcji wody pitnej w instalacji odsalania MD na dużą skalę można obecnie oszacować na 0,43-0,70 EUR/m³ (0,27-0,36 EUR/m³ przy wykorzystaniu ciepła resztkowego). Oczekuje się dalszego obniżenia kosztów, gdy technika ta stanie się bardziej dojrzała. Efektywność kosztowa MD w dużym stopniu zależy od wykorzystania resztkowych strumieni ciepła i/lub alternatywnych źródeł energii.

W przeciwieństwie do konwencjonalnych procesów rozdzielania, takich jak destylacja i RO, proces MD przeprowadza się przy niższej temperaturze roboczej i ciśnieniu, co powoduje niższe koszty energii. Wykorzystując ciepło resztkowe lub alternatywne źródła energii (energia słoneczna, wiatrowa itp.), wydajność energetyczna zakładu MD może ulec istotnemu wzrostowi.

Przyczyna wdrożenia

Przyczyną wdrożenia w porównaniu do konwencjonalnych procesów rozdzielania jest wymóg niższej temperatury roboczej i ciśnienia hydrostatycznego.

Przykładowe zakłady

Pomimo szerokiego potencjału zastosowania i korzystnego oszacowania kosztów, MD nie jest jeszcze powszechnie akceptowana jako technika rozdzielania i nadal nie jest wdrażana w przemyśle na dużą skalę. Najnowsze doniesienia wskazują na przemysłowy przełom dla MD w przypadku cechującego się niskimi kosztami i zrównoważonego odsalania wody morskiej.

Literatura źródłowa

[63, VITO 2010] [210, El-Bourawi i wsp. 2006]

5.1.6 Naturalnie ulepszone mikroorganizmy do obróbki ogniotrwałych OWO/ChZT**Opis**

Technika polega na użyciu naturalnie ulepszonych mikroorganizmów (np. komórek prokariotycznych lub bakterii, bakterii fotosyntetycznych lub eukariotów, takich jak drożdże, grzyby i fotosyntetyzujące mikroalgi) w celu obróbki ścieków zawierających ogniotrwałe OWO/ChZT.

Technika składa się z trzech etapów:

- wybór naturalnie występujących mikroorganizmów;
- generowanie wariantów mikrobiologicznych o podwyższonych właściwościach w celu zwalczania docelowych zanieczyszczeń w ściekach;
- wprowadzenie ulepszonych mikroorganizmów do procesu uzdatniania wody.

Technika ta jest alternatywą dla innych technik, takich jak chemiczne utlenianie lub spalanie w celu oczyszczania ścieków zawierających ChZT/OWO.

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Obniżenie poziomów OWO/ChZT w ściekach wodnych stanowi wynikającą z techniki korzyść dla środowiska.

Wydajność redukcji ogniotrwałych OWO/ChZT związanych z naturalnie udoskonalonymi mikroorganizmami podano w Tabeli 5,6.

Tabela 5.6: Efektywność redukcji za pomocą naturalnie ulepszonych mikroorganizmów do obróbki ogniotrwałych OWO/ChZT

Charakterystyka oczyszczonych ścieków	Efektywność redukcji (% usuniętych OWO lub COD)	Uwagi
100 g/l zawierających OWO polimerów kwasu akrylowego, polimerów kwasu metakrylowego i hydrochinonu	70-97 OWO	Skala pilotowa
Ściek załadowany dimetyloformamidem	98 COD	Rozwój laboratoryjny
Ściek załadowany metforminą	60 COD	2-dniowy czas retencji dla ścieku, który zawiera 95% COD metforminy
Ściek załadowany cyjakiem metylu	98 OWO	—
Ściek załadowany kwasem sulfanilowym i chlorkiem z zakładu produkcji farmaceutycznej	90 OWO	11-dniowy czas retencji i zawartość chlorków 32 g/l
Ściek załadowany kwasami alifatycznymi i pochodnymi kwasu ftalowego	Do 100 OWO	—
Źródło: [165, Fernandez-Ulloa 2009].		

Efekty między ośrodkami

Nie występują istotne skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami związane z tą techniką.

Dane eksploatacyjne

Wytwarzanie wariantów drobnoustrojów przeprowadza się w "ciągłych" hodowlach, gdzie środowisko hodowli jest stale rozcieńczane, umożliwiając w ten sposób utrzymanie rozmnażających się linii komórkowych przez długi czas przy stałej gęstości komórek. Zjawisko to jest znane jako zasada „turbidostatu”. W obrębie turbidostatu, stałe podwyższone tempo wzrostu sprzyja pojawianiu się większej liczby spontanicznych mutacji. Wytworzone "warianty" mają tendencję do bardziej aktywnego podziału niż inne komórki lub lepszemu wykorzystaniu zasobów dostępnych w środowisku. Ponadto, jeśli są one utrzymywane w zawieszynie tak długo jak to możliwe, ich szybkość wzrasta z czasem w obrębie populacji hodowli, co czyni je wykrywalnymi i łatwiejszymi do izolacji.

Stosowalność

Technika ma ogólne zastosowanie w przypadku nowych i istniejących instalacji w sektorze przemysłowym lub komunalnym.

Aspekty ekonomiczne

Koszty inwestycyjne składają się z oczyszczalni i systemu dekantacji.

Technika ta może zapewnić znaczne oszczędności w porównaniu ze spalaniem. W zakładzie produkującym żywice akrylanowe we Francji całkowite obniżenie kosztów ocenia się na 50%.

Zwrot inwestycji powinien być < 2 lata.

Przyczyna wdrożenia

Oszczędności w instalacjach o wysokich kosztach spalania w oczyszczaniu ścieków zawierających ogniotrwałe OWO/ChZT stanowią przyczynę wdrożenia.

Przykładowe zakłady

- TOTAL, Francja: ścieki zawierające kwas akrylowy (przemysłowa faza pilotażowa).
- CIBA, Niemcy: ścieki zawierające kwas 4,4'-dinitrostilben-2,2'-disulfonowy (faza laboratoryjna).
- Pharmazell, Niemcy: ścieki zawierające kwas sulfanilowy (przemysłowa faza pilotażowa).
- Solvay, Belgia: ściek zawierający kwas ftalowy (przemysłowa faza pilotażowa).

Literatura źródłowa

[165. Fernandez-Ulloa 2009]

5.2 Techniki oczyszczania gazów odlotowych

5.2.1 Fotokatalityczne utlenianie za pomocą dwutlenku tytanu w przetwarzaniu LZO

Opis

Utlenianie fotokatalityczne, zwane również fotokatalizą, jest techniką stosowaną do degradacji wielu zanieczyszczeń (np. LZO, związków siarki, związków azotu, odorów i bakterii) zawartych w gazach odlotowych przez utlenianie. Odmianę tej techniki można również stosować do oczyszczania ścieków (patrz Dział 5.1.2) przy niskich stężeniach.

Technika ta opiera się na procesie dwuetapowej reakcji wymagającym katalizatora (TiO_2 jest powszechnie stosowany) i układu napromieniowania do aktywacji katalizatora (można stosować promieniowanie ultrafioletowe ze sztucznych lamp lub światła słonecznego).

Połączone działanie promieni UV i TiO_2 zamienia część dostępnej pary wodnej w powietrzu na dwa silnie reaktywne, silne utleniacze: rodniki hydroksylowe (OH) i jony ponadtlenkowe (O_2^-). Te rodniki OH mają dwa razy większą moc utleniania niż chlor i rozkładają materię organiczną (np. LZO, odory) i bakterie na dwutlenek węgla (CO_2).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

Usuwanie LZO, związków siarki, związków azotu (np. NO_x) i substancji zapachowych z gazów odlotowych jest główną korzyścią dla środowiska osiąganą w przypadku tej techniki.

Jako przykład korzyści dla środowiska, które można osiągnąć, Tabela 5,7 pokazuje wyniki kampanii pomiarowej przeprowadzonej przez firmę we Francji, która wdrożyła technikę redukcji nieprzyjemnych odorów z budynku do magazynowania szlamu ściekowego.

Tabela 5.7: Efektywność redukcji związana z fotokatalitycznym utlenianiem za pomocą dwutlenku tytanu w oczyszczaniu gazów odlotowych

Zanieczyszczenia ulegające redukcji	Efektywność redukcji (%) ⁽¹⁾	Uwagi
Związki siarki (siarczek dimetylu, dwusiarczek dimetylu)	98	Brak skarg ze strony sąsiadów po wdrożeniu techniki. "Kolegium" dokonujące oceny zapachowej ustaliło, że w promieniu 50 m od budynku nie występowały przykre odory
Ketony (2-butanon, aceton)	70-95	—
Związki aromatyczne (etylobenzen)	95	—
⁽¹⁾ Budynek ten ma powierzchnię 1 500 m ² i wysokość 10 m. Ściany są wyposażone w środki fotokatalityczne (300 m ²). Powietrze przechodzi przez ściany budynku z wentylatorami, których przepływ wynosi 40 000 m ³ /h. Koszty inwestycyjne budynku wyniosły 334 400 EUR. Uwaga: NI = nie podano informacji. Źródło: [155, Paillier 2008].		

W przeciwieństwie do technik, które opierają się wyłącznie na adsorpcji i które powodują transfer zanieczyszczeń z koniecznością dalszego oczyszczania, fotokataliza całkowicie mineralizuje zanieczyszczenia organiczne.

Efekty między ośrodkami

Następujące oddziaływania na środowisko wiążą się z utlenianiem NO_x w niskiej temperaturze:

- użycie energii (przez lampy UV, a także wentylatory do cyrkulacji strumieni powietrza);
- Emisje CO₂;
- wymiana katalizatora (żywność około trzech lat). [227, CWW TWG 2009].

W tej technice nie zużywa się żadnych chemikaliów.

Dane eksploatacyjne

Technika ta jest najskuteczniejsza w oczyszczaniu ścieków o niskim stężeniu zanieczyszczeń (tj. pomiędzy 0 g/m^3 a 30 g/m^3 , przy optymalnej wydajności dla stężenia około 1 g/m^3) i niskim natężeniu przepływu (optymalna wydajność dla przepływów od $10 \text{ m}^3/\text{h}$ do $1\,500 \text{ m}^3/\text{h}$) [122, INERIS 2009].

Technika ta jest korzystna głównie do bezpośredniego oczyszczania emisji ze źródeł powierzchniowych, ponieważ nie ma wpływu temperatury w zakresie $20\text{-}80^\circ\text{C}$ [122, INERIS 2009].

Wilgotność wpływa na efektywność tej techniki. Względny poziom wilgotności wynoszący 40% jest uważany za idealny [122, INERIS 2009].

Stosowalność

Technikę tę można stosować do oczyszczania/dezodoryzacji gazowych strumieni, które zawierają jedynie śladowe ilości zanieczyszczeń [123, Tarr 2003]. Służy do oczyszczania strumieni powietrza z budynków, w których przechowywane są ciekłe ścieki lub szlam (patrz przykład powyżej) [122, INERIS 2009].

Jeśli chodzi o odory, technika ta jest szczególnie przydatna w przypadku związków o progu węchowym rzędu 1 ppbv lub mniejszym i jeśli stężenie jest wystarczająco niskie [123, Tarr 2003].

Aspekty ekonomiczne

Koszty operacyjne wynikają głównie z lamp UV i odpowiedniego zużycia energii elektrycznej.

Przyczyna wdrożenia

Przyczyną wdrożenia tej techniki jest ograniczenie uciążliwych odorów wokół instalacji (np. pochodzących ze szlamu).

Przykładowe zakłady

Ahlstrom - fabryka papieru, Pont L'Eveque, Francja.

Literatura źródłowa

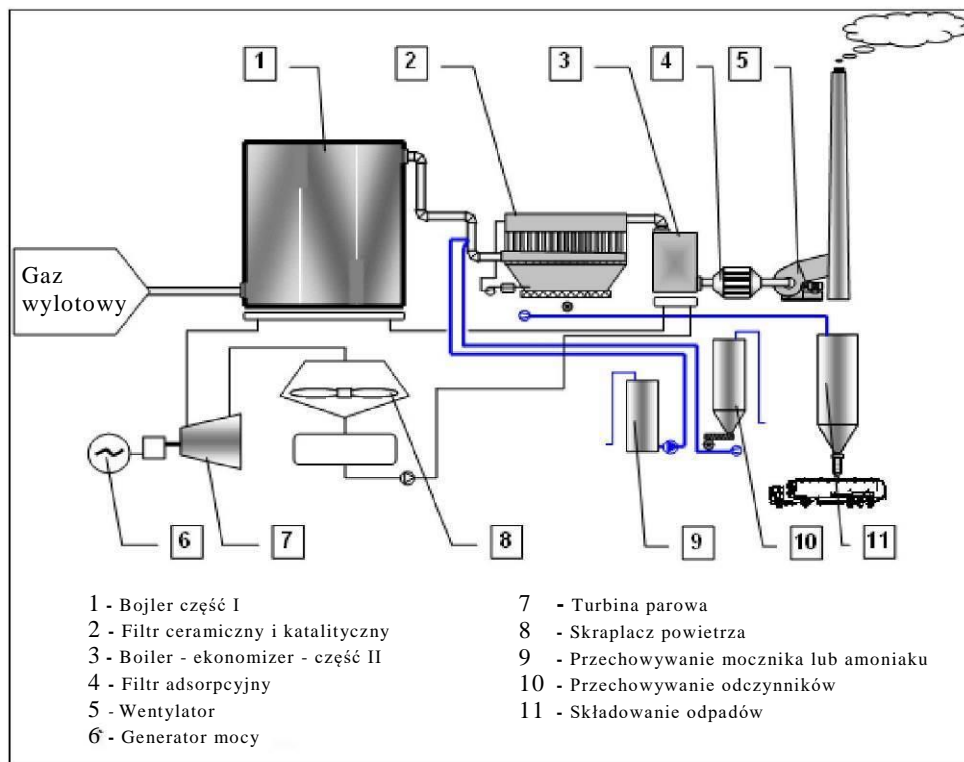
[122, INERIS 2009] [123, Tarr 2003] [155, Paillier 2008]

5.2.2 Technika usuwania wielu zanieczyszczeń za pomocą filtrów ceramicznych i redukcji katalitycznej

Opis

Podstawą techniki jest oczyszczanie gazów odlotowych w temperaturze do 400°C przez ich przepuszczenie przez ceramiczne elementy filtracyjne (nazywane świecami) zawierające katalizator (patrz Rysunek 5.4). Zanieczyszczenia zawarte w gazach odlotowych, takie jak pył, kwasy, NO_x , metale ciężkie i PCDD/PCDF są redukowane w jednej, kompleksowej jednostce oczyszczającej, w której zachodzą następujące procesy:

- Kwasowe zanieczyszczenia (np. HCl , SO_2 , HF) są neutralizowane (przez wstrzyknięcie, np. wodorowęglanu sodu, wapna) przed filtrem ceramicznym i katalitycznym.
- NO_x jest redukowany do N_2 i H_2O poprzez przepuszczenie przez filtr ceramiczny i katalityczny (mocznik lub amoniak zostaje wstrzyknięty do gazów odlotowych przed filtrem).
- Pył ulega redukcji przez filtrację za pomocą świec ceramicznych. System impulsów powietrznych służy do czyszczenia elementów świec online. Materiały pyliste są odzyskiwane w silosie magazynowym.
- PCDD/PCDF ulegają redukcji przez układ katalityczny lub są adsorbowane na filtrze.
- Metale ciężkie są adsorbowane na filtrze adsorbującym.



Rysunek 5.4: Układ techniki usuwania wielu zanieczyszczeń za pomocą filtrów ceramicznych i redukcji katalitycznej

Dla każdego zastosowania tej techniki przeprowadza się określone badanie w celu określenia, jakiego rodzaju odczynnika należy użyć, w zależności od temperatury gazów odlotowych, składu zanieczyszczeń i wymagań dotyczących oczyszczania.

Technika ta jest alternatywą dla konwencjonalnych kombinacji ESP (patrz Dział 3.5.1.4.4) i SCR (patrz Dział 3.5.1.5.3) lub filtrów workowych (patrz Dział 3.5.1.4.7) i SCR (patrz Dział 3.5.1.5.3).

Osiągnięte korzyści dla środowiska

W przypadku tej techniki można oczekiwać zmniejszenia następujących emisji do powietrza: HCl, SO₂, HF, NO_x, pyłu, PCDD/PCDF i metali ciężkich.

Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń podano w Tabeli 5.8.

Tabela 5.8: Efektywność redukcji i poziomy emisji związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń

Zanieczyszczenia uległy redukcji	Poziomy emisji (mg/Nm ³)	Wydajność redukcji (%)
NO _x	< 80 (1)	98
Pył	< 5 (1)	99,9
SO _x	< 50 (1)	97
HCl	< 10 (1)	97
HF	< 5 (1)	97
PCDD/PCDF	< 0,000 1 (1)	NI

(1) 8 % O₂ suchy.
Uwaga: NI = nie podano informacji.
Źródło: [153, Maguin 2008].

Efekty między ośrodkami

Z tą techniką związane są następujące następujące oddziaływania między ośrodkami:

- wytwarzanie odpadów (tj. świec nie można poddać recyklingowi);
- zużycie energii;
- zużycie odczynników;
- emisje hałasu z wentylatorów, pomp odczynników i sprzężarek, które muszą być wyposażone w odpowiednie elementy techniczne do ograniczania hałasu.

W zależności od reakcji amoniaku lub mocznika z substancjami zawartymi w gazach odlotowych może być konieczne zastosowanie szczególnych środków bezpieczeństwa.

Materiały eksploatacyjne związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń podano w Tabeli 5.9.

Tabela 5.9: Materiały eksploatacyjne związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń

Parametr	Zużycie:	Uwagi
Sprężone powietrze (dla 1 000 Am ³ /h objętości gazu odlotowego)	0,003 Nm ³ /h	—
Energia (kWh za 1 000 Am ³ /h objętości gazu odlotowego poddanej obróbce)	1,25 kWh	—
Odczynnik do zobojętniania kwaśnych gazów	Zależy od obciążenia kwasem gazowym i temperatury oraz od użytego odczynnika	Wapno lub wodorowęglan sodu
Odczynnik do usuwania NO _x	Blisko stechiometrii	Mocznik lub NH ₃
Odczynnik do usuwania metali ciężkich (HM)	Zależy od obciążenia i temperatury HM i odczynnika	Filtr z węglem aktywnym lub równoważnik
Uwaga: NI = nie podano informacji. Źródło: [153, Maguin 2008].		

Dane eksploatacyjne

Spadek ciśnienia na filtrze ceramicznym powinien być ciągle monitorowany, aby zapewnić niezawodne działanie. Do obsługi wentylatora w procesie konieczne jest również regularne monitorowanie spadku ciśnienia w piecu. Zużycie odczynników jest automatycznie korygowane na podstawie monitorowanych zanieczyszczeń.

Stosowalność

Technika ta jest alternatywą dla kombinacji filtrów ESP i SCR lub filtrów workowych i SCR w procesach produkcyjnych, w których w gazach odlotowych występuje kilka zanieczyszczeń.

Limity i ograniczenia aplikacji podano w Tabeli 5.10.

Tabela 5.10: Ograniczenia stosowania i zastrzeżenia związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń

Kwestia	Limity/ograniczenia
Spadek ciśnienia (bez uwzględnienia przewodu)	2-2,5 kPa
Świece ceramiczne i katalityczne	6-8 lat (oczekiwane)
Utrata temperatury między wlotem/wylotem filtra	20-30 °C
Źródło: [153, Maauin 2008].	

Zalety i wady podano w Tabeli 5.11.

Tabela 5.11: Zalety i wady związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> Zwarta konstrukcja: Jednostka jest dwa do trzech razy bardziej kompaktowa niż inne instalacje procesowe (ESP + SCR lub filtr workowy + SCR) Wysoka wydajność filtracji: Emisje pyłu wynoszą zazwyczaj <5 mg/Nm³ niezależnie od stężenia pyłu wlotowego Optymalizacja zużycia odczynników: reakcja przez płacek pyłowy i skuteczna reaktywność chemiczna odczynnika w wysokiej temperaturze Lepsze oczyszczanie selenu: Testy pokazują, że system pozwala na łatwiejsze osiągnięcie norm poziomu emisji selenu Zredukowane pozostałości filtracyjne: Optymalizacja zużycia odczynników prowadzi do obniżenia produkcji pozostałości filtracyjnych, a tym samym do zmniejszonej objętości do oczyszczenia (recykling lub usuwanie) Optymalizacja redukcji NO_x: Integracja układu katalitycznego umożliwia elastyczność redukcji NO_x ze względu na dużą powierzchnię oczyszczania Ograniczona konserwacja: Sprzęt jest ograniczony ze względu na stopień integracji systemu techniki, co minimalizuje koszty konserwacji Wydajność pieca/kotła poprawiła się o 10%: W przypadku urządzeń wyposażonych w system odzyskiwania energii, proces ten pozwala z jednej strony na zwiększenie dostępności wymiennika ciepła znajdującego się poza filtrem poprzez ograniczenie zanieczyszczeń, a z drugiej strony na zwiększenie efektywności energetycznej poprzez zmniejszenie temperatury oparów dopuszczalnej za wymiennikiem ciepła Niższe koszty eksploatacji: Niskie koszty są konsekwencją powyższych czynników. W zależności od charakterystyki instalacji, oszczędności mogą sięgać nawet 30% w porównaniu do konwencjonalnych systemów 	<ul style="list-style-type: none"> Nowa technika: Pierwsza jednostka została wprowadzona we wschodniej Francji w styczniu 2004 r. i została zainstalowana w jednostce odzysku energii odpadowej z rzeźni Żywotność świec ceramicznych i katalitycznych Koszt świec ceramicznych i katalitycznych Wykorzystanie odczynników i tworzenie odpadów stałych lub płynnych

Aspekty ekonomiczne

Koszty tej techniki są bardzo zróżnicowane, głównie w zależności od ilości zanieczyszczeń, które mają zostać usunięte oraz od objętości gazów odlotowych, które mają zostać oczyszczone. Informacje o kosztach podano w Tabeli 5.12.

Tabela 5.12: Aspekty ekonomiczne związane z techniką usuwania wielu zanieczyszczeń

Koszty inwestycyjne (tys. EUR/1000 Nm ³ /h)	Roczne koszty eksploatacyjne
50-80	Zależy od ilości zanieczyszczeń, które należy usunąć
Źródło: [153, Maguin 2008].	

Przyczyna wdrożenia

Przyczyny wdrożenia obejmują:

- obniżenie kosztów redukcji;
- zgodność z przepisami dotyczącymi ochrony środowiska.

Przykładowe zakłady

Nie podano informacji.

Literatura źródłowa

[153, Maguin 2008]

6. UWAGI KOŃCOWE I ZALECENIA DOTYCZĄCE PRZYSZŁYCH PRAC

Czas przeprowadzenia przeglądu

Kluczowe kamienie milowe procesu przeglądu zostały podsumowane w Tabeli 6.1.

Tabela 6.1: Najważniejsze etapy procesu przeglądu dokumentu BREF dla Wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym

Kluczowy kamień milowy	Data
Ponowna aktywacja TWG	28 listopada 2007
Zaproszenie do składania sugestii	24 stycznia 2008
Spotkanie inauguracyjne	16 do 18 czerwca 2008
Gromadzenie większości informacji, w tym pierwszej ankiety z kwestionariuszami specyficznymi dla instalacji	lipiec 2008 do lutego 2009
Pierwsza wersja zmienionego dokumentu BREF dotyczącego CWW	29 września 2009
Koniec okresu komentowania pierwszego projektu (otrzymano 1 055 komentarzy)	27 listopada 2009
Pierwsze spotkanie podgrupy na temat analizy kwestionariuszy	11 do 12 stycznia 2010
Drugie spotkanie podgrupy na temat analizy kwestionariuszy	24 do 25 czerwca 2010
Drugi projekt zmienionego BREF CWW	15 lipca 2011
Koniec okresu komentowania drugiego projektu (otrzymano 998 komentarzy)	12 października 2011
Trzecie spotkanie podgrupy na temat analizy kwestionariuszy	11 do 13 kwietnia 2012
Druga anketa z kwestionariuszami specyficznymi dla instalacji	Od października 2012 r. do stycznia 2013 r.
Ostateczne spotkanie TWG	10 do 13 grudnia 2013

Podczas przeglądu przeprowadzono łącznie jedenaście wizyt w czterech krajach.

Źródła informacji i luk informacyjnych

Podczas przeglądu grupa techniczna TWG udostępniła setki dokumentów za pośrednictwem systemu informacyjnego BAT Komisji (BATIS). Obejmowało to około 110 kwestionariuszy z konkretnymi danymi dotyczącymi oczyszczalni ścieków. Informacje zostały dostarczone przede wszystkim przez CEFIC (Europejską Radę ds. Przemysłu Chemicznego) i kilka państw członkowskich UE (Austrię, Belgię, Czechy, Danię, Francję, Niemcy, Irlandię, Włochy, Holandię, Polskę, Portugalię, Hiszpanię, Szwecję i Wielką Brytanię). Wkładu w proces oceny dokonały również Finlandia, CONCAWE (Europejska Organizacja Przedsiębiorstw Naftowych na rzecz Środowiska, Zdrowia i Bezpieczeństwa), EEB (Europejskie Biuro Ochrony Środowiska), HWE (Europejska Organizacja ds. Odpadów Niebezpiecznych) oraz Agencja Ochrony Środowiska Stanów Zjednoczonych. Wszystkie dokumenty te zostały ocenione przez EIPPCB wraz z dodatkowymi dokumentami, które nie mogły być udostępniane za pośrednictwem BATIS z różnych powodów (np. poufność, ograniczenia praw autorskich). W związku z tym w zmienionym BREF odwołano się do około 250 dokumentów (ŹRÓDŁA).

Stopień konsensusu osiągnięty podczas wymiany informacji

Na ostatnim spotkaniu TWG w grudniu 2013 r. osiągnięto wysoki poziom konsensusu w sprawie konkluzji BAT, Jednak zostało wyrażonych pięć zdań odrębnych. Dwa z tych zdań odrębnych stały się nieaktualne po tym, jak forum wymiany informacji zgodnie z art. 13 dyrektywy wydało opinię w tej sprawie na zasadzie konsensusu. Trzy pozostałe zdania odrębne podano w Tabeli 6.2.

Tabela 6.2: Rozbieżne opinie

Konkluzja BAT	Widok wyrażony przez	Podzielony widok
Tabela 4,1	Wielka Brytania	Zjednoczone Królestwo wyraziło zdanie odrębne, że przypis na temat BAT-AEL dotyczący emisji TSS do wody w odniesieniu do produkcji sody amoniakalnej i ditlenku tytanu powinien zostać sformułowany w sposób bardziej ogólny, a mianowicie: "To BAT-AEL może nie mieć zastosowania wobec nieorganicznych ścieków w przypadku wysokich obciążeń TSS i niskich współczynników osadzania".
Tabela 4,2	Austria	Austria wyraziła zdanie odrębne, że BAT-AEL dla emisji ogólnego azotu (OA) do wody może nie mieć zastosowania, gdy główny ładunek zanieczyszczeń pochodzi z procesów biologicznych (np. procesy fermentacji do produkcji aktywnych składników farmaceutycznych).
Dział 4.5.2	Austria, Dania, Niemcy, Holandia	Austria, Dania, Niemcy i Niderlandy wyraziły zdanie odrębne, że BAT-AEL w odniesieniu do emisji do powietrza powinny zostać ujęte w konkluzjach dotyczących BAT.

Konsultacja forum i późniejsza formalna procedura przyjęcia konkluzji BAT

Zgodnie z art. 13 ust. 3 Dyrektywy, Forum wydało opinię na temat projektu dokumentu referencyjnego dotyczącego Najlepszych Dostępnych Technik (BAT) dla wspólnych systemów oczyszczania ścieków i gospodarki odpadami w sektorze chemicznym na posiedzeniu w dniu 24 września 2014 r.:

1. Dokument referencyjny Forum z powitaniem najlepszych dostępnych technik (BAT) dla Wspólnych Systemów Oczyszczania Ścieków/Gospodarki Odpadami w Sektorze Chemicznym, przedstawiony przez Komisję.
2. Forum uznało dyskusje przeprowadzone na posiedzeniu w dniu 24 września 2014 r. i zgodziło się, że zmiany w projekcie dokumentu referencyjnego dotyczącego najlepszych dostępnych technik (BAT) dla wspólnych systemów oczyszczania ścieków/gospodarki odpadami w sektorze chemicznym, zgodnie z propozycją Załącznik A, należy włączyć do ostatecznego dokumentu.
3. Forum potwierdziło uwagi w Załącznik B jako reprezentujące poglądy niektórych członków Forum, ale nie było konsensusu w ramach Forum, aby włączyć je do ostatecznego dokumentu.

Następnie Komisja wzięła pod uwagę opinię Forum z art. 13 dyrektywy IED podczas przygotowywania projektu decyzji wykonawczej Komisji określającej najlepsze dostępne techniki (BAT) w odniesieniu do wspólnych systemów oczyszczania ścieków/gospodarki odpadami w sektorze chemicznym. Komitet art. 75 IED na posiedzeniu w dniu 30 czerwca 2015 r. wydał pozytywna opinia w sprawie tego projektu decyzji wykonawczej Komisji .

Następnie Decyzja wykonawcza Komisji (UE) 2016/902 ustalenie najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do wspólnych systemów oczyszczania ścieków i gospodarki odpadami w sektorze chemicznym zostało przyjęte w dniu 30 maja 2016 r. i opublikowane w Dzienniku Urzędowym Unii Europejskiej (Dz.U. L 152 z 9.6.2016, str. 1). 23).

Zalecenia dotyczące przyszłej pracy

Wymiana informacji ujawniła szereg kwestii, które należy uwzględnić podczas następných przeglądów chemicznych BREF. Kwestie te obejmują:

- rozważenie technik zmniejszania zużycia wody podczas następných przeglądów innych chemicznych BREF (tj. CAK, LVOC, LVIS-AAF, LVIC-S, OFC, POL, SIC);
- dalsze gromadzenie danych dotyczących wydajności w zakresie technik wstępnego oczyszczania ścieków w celu oceny możliwości ustalenia poziomów efektywności środowiskowej powiązanych z BAT (BAT-AEPL) podczas następných przeglądów wszystkich BREF związanych z substancjami chemicznymi;

- dalsze gromadzenie krótkoterminowych danych dotyczących emisji w celu oceny możliwości ustalenia krótkoterminowych BAT-AEL w odniesieniu do emisji do wody podczas kolejnego przeglądu BREF dotyczącego CWW;
- dalsze gromadzenie informacji na temat środków służących oszczędzaniu wody, w szczególności za pomocą kwestionariuszy oraz dalsze badania kwestii "zanieczyszczenia netto" podczas kolejnego przeglądu BREF dotyczącego CWW;
- dalsze gromadzenie informacji na temat etapu biologicznego przetwarzania o niskim obciążeniu podczas kolejnego przeglądu BREF dotyczącego CWW;
- dalsze gromadzenie informacji na temat oczyszczania ścieków o wysokim stężeniu OWO/ChZT i wysokim odsetku ogniotrwałych związków organicznych podczas kolejnego przeglądu BREF OFC;
- dalsze gromadzenie danych dotyczących emisji amoniakalnego azotu z miejsc bez oczyszczania biologicznego w celu oceny możliwości ustalenia BAT-AEL dla emisji do wody podczas kolejnego przeglądu BREF w przypadku CWW;
- dalsze gromadzenie informacji na temat ekonomiki i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy ośrodkami w odniesieniu do technik, które mogą zostać wykorzystane do ograniczenia ogólnego fosforu podczas kolejnego przeglądu BREF dotyczącego CWW;
- dalsze gromadzenie informacji na temat oczyszczania ścieków z produkcji jodowanych rentgenowskich środków kontrastowych podczas kolejnego przeglądu BREF OFC;
- dalsze gromadzenie informacji na temat oczyszczania ścieków z produkcji tlenu propylenu i epichlorohydryny w procesie chlorohydryny podczas następnego przeglądu BREF LVOC;
- dalsze gromadzenie informacji na temat emisji kadmu, ołowiu i rtęci podczas następnych przeglądów wszystkich BREF dotyczących substancji chemicznych;
- dalsze gromadzenie danych specyficznych dla instalacji wraz z odpowiednimi informacjami kontekstowymi dotyczącymi emisji do powietrza w celu oceny możliwości ustalenia BAT-AEL dla emisji do powietrza podczas następnych przeglądów wszystkich BREF związanych z substancjami chemicznymi;
- gromadzenie informacji na temat efektywności energetycznej oczyszczalni ścieków podczas kolejnego przeglądu BREF CWW.

Sugerowane tematy dotyczące przyszłych prac badawczo-rozwojowych

Komisja uruchamia i wspiera, poprzez swoje programy badań i rozwoju technologicznego, serię projektów dotyczących czystych technologii, opracowywanych technologii oczyszczania ścieków i recyklingu oraz strategii zarządzania. Potencjalnie projekty te mogą stanowić przydatny wkład w przyszłe przeglądy BREF. Czytelnicy proszeni są zatem o informowanie Europejskiego Biura IPPC o wszelkich wynikach badań, które są istotne dla zakresu tego dokumentu (patrz także: dział piąty wstępu do niniejszego dokumentu).

7 ZAŁĄCZNIKI

7.1 Załącznik I. Wspólne działanie przemysłowych i komunalnych OŚ

Warunki wspólnego oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych (przykład z Francji)

Ogólnie w przemyśle chemicznym we Francji ścieki są oczyszczane na miejscu. Czasami spotyka się jednak wspólne oczyszczanie ścieków komunalnych i przemysłowych, np. w produkcjach biochemicznych (takich jak witamin lub antybiotyków za pośrednictwem szlaków biochemicznych) oraz w czynnościach formułowania i kondycjonowania, dla których natężenie przepływu i obciążenie ściekami są wykonalne dla komunalnej oczyszczalni ścieków. W tym przypadku przeprowadzono badanie wpływu strumieni przemysłowych na oczyszczalnię komunalną (wpływ na działanie i usuwanie osadów) i podpisano "umowę o zwolnieniu przemysłowym" między przemysłem a lokalnym organem zarządzającym ściekami.

Wydano dekret miejski, który zasadniczo zawiera następujące główne wymagania umowy:

- pH ścieków w zakresie od 5,5 do 8,5 (potencjalnie 9,5);
- temperatura ścieku <30°C;
- ścieki nie powinny zawierać substancji niebezpiecznych dla personelu miejskiej oczyszczalni ścieków, sieci zbiorczej, samej oczyszczalni ścieków i jej eksploatacji, środowiska za oczyszczalniami ścieków oraz dalszego postępowania z osadem ściekowym;
- maksymalne przepływy i obciążenia zanieczyszczeń, które mają być odprowadzane (BZT, ChZT, TSS, całkowity Kjeldahl-N, (NO₂ + NO₃)-N, niebiodegradowalny N, inhibitory nitryfikacji, TP, inne substancje, które mogą mieć wpływ na działanie oczyszczalni ścieków i dalsze postępowanie z osadami) lub przepisy dotyczące instalacji do obróbki wstępnej/odzysku, które będą obsługiwane przez zakład przemysłowy przed zrzutem do kanalizacji miejskiej;
- warunki finansowe.

Konwencja dotycząca zrzutów opisuje ponadto warunki techniczne umowy zrzutu, z poprawką wprowadzoną przez dekret miejski. Obejmują one następujące:

- przepisy dotyczące prywatnej sieci terenu przemysłowego, w celu zapobiegania niechcianemu zrzutowi do publicznej sieci;
- opis wszelkich prywatnych zakładów oczyszczania wstępnego, które muszą być eksploatowane, aby właściwie obsługiwać zmiany przepływu, rozruch/wyłączenie zakładu, muszą być monitorowane (wyniki monitorowania należy przesłać do władz miejskich);
- warunki techniczne połączeń między sieciami prywatnymi i publicznymi;
- różne obowiązki zakładu przemysłowego, takie jak:
 - bez rozcieńczania ścieków
 - wyjątkowo wysokie wyładowania (np. w przypadku konserwacji) muszą zostać wygładzone w ciągu 24 godzin
 - ścieki muszą być monitorowane, a połączenia podlegać okresowej inspekcji. Władze lokalne mogą monitorować ścieki z własnej inicjatywy i sprawdzać urządzenia monitorujące we współpracy z operatorem przemysłowym.
 - Zużycie wody jest monitorowane, a wyniki wysyłane do władz lokalnych
 - plan działania na wypadek awarii (np. zamknięcie połączeń między miejską siecią kanalizacyjną a terenem przemysłowym);
- obowiązki władz lokalnych obejmują:
 - przyjęcie wyładowania, jeżeli mieści się ono w granicach ustalonych w umowie
 - informowanie terenu przemysłowego w przypadku problemów eksploatacyjnych w miejskiej oczyszczalni ścieków;
- kwestie ekonomiczne i administracyjne.

Przykład współpracy oczyszczalni ścieków komunalnych i przemysłowych z pozytywnym efektem synergistycznym (Niemcy)

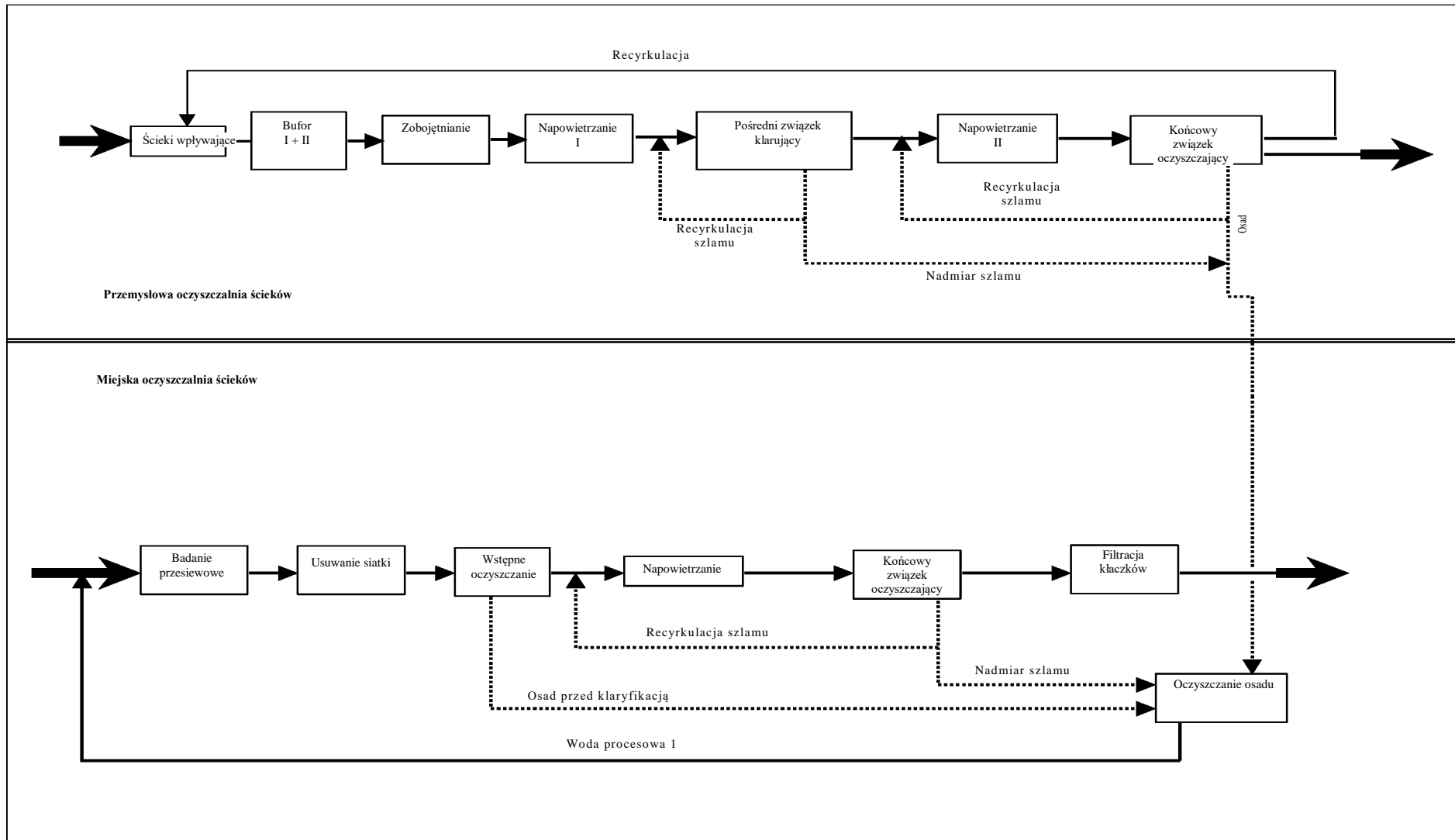
W punkcie 1.6.3.2 wspomniano, że normalnie nie występują żadne zalety ani wady wspólnego oczyszczania ścieków przemysłowych i komunalnych. Przykład, w którym tak nie jest, został krótko opisany tutaj.

W przeszłości dwie oczyszczalnie ścieków - jedna komunalna, a druga - zakład przemysłu chemicznego - każda prowadząca centralne oczyszczenie biologiczne, miały oddzielne punkty zrzutu do niewielkiej rzeki przyjmującej. Działają obecnie wspólnie w następujący sposób:

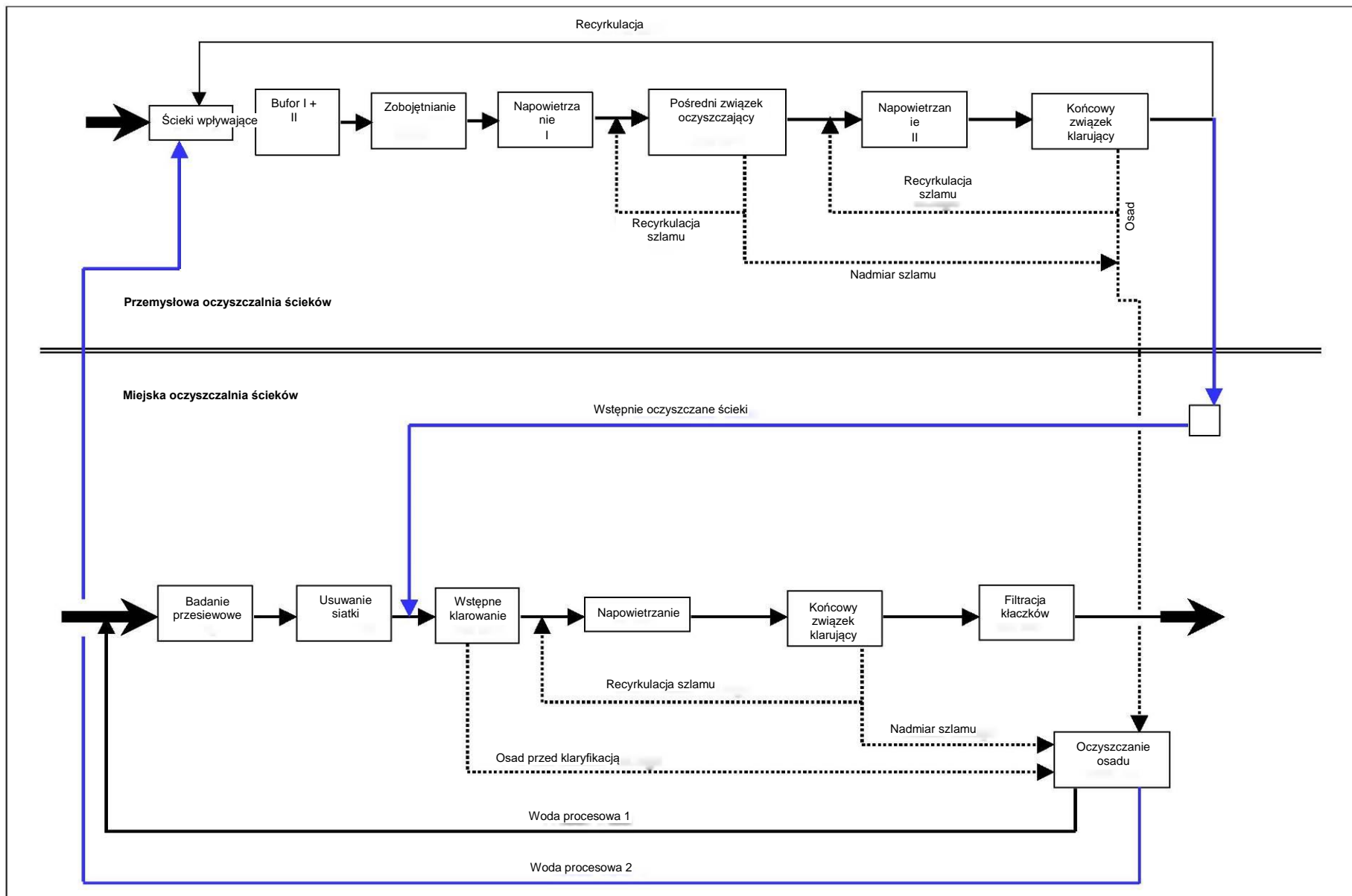
- bogaty w azot i słabo rozkładalny filtrat z urządzeń do oczyszczania osadów z miejskiej oczyszczalni ścieków jest oczyszczany w przemysłowej oczyszczalni ścieków, która ma mikroorganizmy przystosowane do radzenia sobie z tego rodzaju ściekami;
- w zamian przemysłowa oczyszczalnia ścieków wysyła taką samą ilość ścieków do oczyszczalni ścieków komunalnych.

Rysunek 7.1 i Rysunek 7.2 pokazują odpowiednio procesy przed i po przejściu do wspólnego działania.

Współpraca ta ma zalety ekonomiczne i ekologiczne. Wykorzystanie sprzętu tylko na jednym stanowisku pozwala zaoszczędzić na kosztach inwestycyjnych, a wzajemne rozładowanie zmniejsza obciążenie azotem (suma amonu, azotynów i azotanów) rzeki odbiorczej o 1 000 kg dziennie, w porównaniu do wcześniej rozdzielonych zrzutów.



Rysunek 7.1: Współpraca między przemysłową OŚ a komunalną OŚ: wcześniejsza sytuacja



Rysunek 7.2: Współpraca między przemysłową OŚ a komunalną OŚ: obecna sytuacja

7.2 Załącznik II. Ogólne informacje na temat charakterystyki OŚ, których dane zgłoszono do pierwszej oceny CWW BREF

Tabela 7.1: Charakterystyka OŚ, których dane zgłoszono do pierwszej oceny CWW BREF

OŚ kod	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#01	DE	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Filtracja piaskowa w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zrównoważenie i neutralizacja 2) Napowietrzanie 1 3) Sedymentacja 1 4a) Połączone napowietrzanie i sedymentacja 2a 4b) Połączone napowietrzanie i sedymentacja 2b 5) Napowietrzanie 3 6) Sedymentacja 3 7) Filtracja piaskowa 	1 400	2007
#02	DE	CAK, LVIC-AAF, LVIC-S, SIC, LVOC, OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zubożnianie 2) Badanie przesiewowe 3) Pierwotna sedymentacja 4) Zbiorniki aeracyjne 5) Wtórna sedymentacja 6) Zagęszczanie osadów i odwadnianie 	122 000	2007
#03	DE	CAK, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Pierwotna sedymentacja 2) Napowietrzanie (w tym nityfikacja/denitryfikacja) 3) Wtórna sedymentacja 4) Oczyszczanie osadu 	10 000	2011
#041	DE	SIC, OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Przesiewanie, komora piaskowa 2) Zubożnianie 3) Wyrównanie 4) Dwustopniowe oczyszczanie biologiczne (ścieki z zakładów produkcyjnych są kierowane do etapu 1 (oczyszczanie osadu aktywnego), ścieki komunalne są kierowane do etapu 2 (oczyszczanie osadu aktywowanego) oprócz ścieków z etapu 1) 	7 800	2007
#042	DE	SIC, OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Przesiewanie, komora piaskowa 2) Opady/flokulacja 3) Sedymentacja 4) Zubożnianie 	4 100	2007

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (¹)	Działania jednostkowe (¹)	Średnia ilość oczyszczonych ścieków (10 ³ m ³ /rok)	Rok
#05	DE	SIC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłączenie oczyszczanie fizykochemiczne - Filtracja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ul style="list-style-type: none"> - Ścieki zawierające chrom i amon: 1) Odpędzanie 2) Chemiczna redukcja chromianu 3) Strącanie metali 4) Filtracja - Ścieki zawierające azotany: 1) Strącanie, filtracja i wymiana jonowa w celu usunięcia metali 2) Odwrócona osmoza, odparowanie i krystalizacja w celu odzyskania azotanu 	9,3	2007
#06	DE	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Spalanie ścieków - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nitryfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ul style="list-style-type: none"> - Silnie skoncentrowane strumienie ścieków (10 % objętości, 50% ładunku OWO): 1) Koncentracja, jeśli to konieczne 2) Spalenie - Zbiór strumieni ścieków: 1) Neutralizacja 2) Pierwotna sedymentacja 3) Dwustopniowe oczyszczanie biologiczne wraz ze ściekami komunalnymi 4) Sedymentacja wtórna 	4 000	2007
#07	DE	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu aktywnego (wieża biologiczna) - Nitryfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zubożnianie 2) Pierwotna sedymentacja 3) Pierwszoetapowe oczyszczanie biologiczne: złoża biologiczne 4) Drugi etap oczyszczania biologicznego: instalacja osadu czynnego, trzy ciągi równoległe 5) Sedymentacja wtórna 	3 000	2007
#08	DE	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą bioreaktora membranowego - Nitryfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Ultrafiltracja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Etap 1: aktywna obróbka osadów silnie zanieczyszczonych ścieków 3) Etap 2: aktywowane oczyszczanie osadów z umiarkowanie zanieczyszczonych ścieków plus wyciek z etapu 1; etap 2 składa się z 6 zbiorników napowietrzających działających jako kaskada biologiczna; ostatni zbiornik jest zaprojektowany jako bioreaktor membranowy 	500	2007

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#09	DE	OFC	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie, neutralizacja 2) Denitryfikacja 3) Dwustopniowe oczyszczanie biologiczne, pierwszy etap z czystym tlenem, drugi etap: nityfikacja 4) Sedymentacja wtórna 	1 300	2007
#10	DE	LVIC-AAF, LVIC-S, LVOC, OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Neutralizacja, wstępna sedymentacja 2) Denitryfikacja 3) Dwustopniowe oczyszczanie biologiczne 4) Sedymentacja wtórna 5) Flotacja 	24 000	2007
#11	DE	SIC, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie, neutralizacja, pierwotna sedymentacja 2) Denitryfikacja 3) Pierwszy etap oczyszczania biologicznego 4) Drugi etap oczyszczania biologicznego, w tym. nityfikacja 5) Sedymentacja wtórna 6) Flotacja 	13 000	2007
#12	DE	OFC	Bezpośrednio, do rzeki:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Neutralizacja, pierwotna sedymentacja 2) Oczyszczanie biologiczne przy pomocy denitryfikacji 3) Sedymentacja wtórna 	1 800	2011
#13	DE	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu aktywnego (wieża biologiczna) - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Neutralizacja, pierwotna sedymentacja 2) Oczyszczanie biologiczne w wieży biologicznej, dodatkowo węgiel drzewny 3) Sedymentacja wtórna, zintegrowana 	2 700	2011
#14	DE	CAK, LVIC-AAF, OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu czynnego (biologia płaskostopia i wieża) - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Neutralizacja, flokulacja, pierwotna sedymentacja 2) Dwustopniowe oczyszczanie biologiczne w zbiornikach i biologii wież 3) Sedymentacja wtórna 	16 000	2011
#15	DE	OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu aktywnego (wieża biologiczna) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Neutralizacja, pierwotna sedymentacja 2) Oczyszczanie biologiczne w wieży biologicznej 3) Sedymentacja wtórna, zintegrowana 	2 000	2011

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#16	DE	OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu aktywnego (wieża biologiczna) - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Sedymentacja pierwotna neutralizacji, wyrównanie 2) Czterostopniowe oczyszczanie biologiczne: denitryfikacja, reaktory anaerobowe, proces osadu aktywnego w napowietrzającej wieży biologicznej oraz w basenach napowietrzających 3) Sedymentacja wtórna 	4 600	2011
#17	FR	CAK, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Pierwotna sedymentacja 2) Zobjętnianie 3) Napowietrzanie 4) Sedymentacja wtórna 	1 300	2007
#18	IT	LVOC, OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wstępne oczyszczanie reakcją Fentona pod kątem czynników wpływających na nadtlarki i surfaktanty 2) Zobjętnianie 3) Metoda osadu czynnego 4) Sedymentacja wtórna 5) Zagęszczanie osadu 	1 800	2007
#19	NL	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie/neutralizacja 2) Napowietrzanie 3) Sedymentacja wtórna 4) Biofiltracja w celu usunięcia przykrego odoru z gazów odlotowych 5) Zagęszczanie osadu 	630	2007
#21	DE	CAK, LVIC-S, SIC, LVOC, OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu aktywnego (wieża biologiczna) - Nityfikacja/denitryfikacja - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zobjętnianie 1 2) Pierwotna sedymentacja 3) Zbiornik buforowy, opcjonalnie: Napowietrzanie, nityfikacja 4) Zobjętnianie 2 5) Denitryfikacja 6) Napowietrzanie, nityfikacja 7) Sedymentacja 8) Flotacja 9) Zagęszczanie osadów, kondycjonowanie, odwadnianie i trawienie 	2 300	2007
#22	DE	CAK, LVIC-AAF, LVIC-S, SIC, LVOC, OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Pierwotna sedymentacja 2) Zobjętnianie 3) Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego 4) Sedymentacja wtórna 5) Basen do polerowania 	15 000	2007

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#24	UK	LVOC, OFC, POL	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Separacja oleju i wody 2) Pierwotna sedymentacja 3) Wyrównanie 4) Zobjętnianie 5) Flotacja powietrzna 6) Biodegradacja tlenowa przy użyciu biofiltra 7) Biodegradacja tlenowa z wykorzystaniem osadu aktywnego 8) Sedymentacja wtórna 	270	2007
#25	UK	OFC	Bezpośrednio, do ujścia	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Zobjętnianie 3) Pierwotna sedymentacja 4) Napowietrzanie 5) Sedymentacja wtórna 6) Zagęszczanie osadu 	730	2007
#26	UK	LVOC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) separator oleju/wody (API) 2) Równoległe płyty zbiorcze 3) Pierwotna sedymentacja 4) Flotacja powietrzna 5) Aerator 6) Laguna 	1 100	2007
#27	UK	CAK, LVIC- AAF, LVOC	Bezpośrednio, do kanału	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Odpędzanie 2) Zobjętnianie 3) Flokulacja i opady 4) Sedymentacja 5) Odwadnianie osadów 	1 000	2007
#28	UK	OFC	Bezpośrednio, do ujścia	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Zobjętnianie 3) Flokulacja 4) Pierwotna sedymentacja 5) Napowietrzanie 6) Sedymentacja wtórna 7) Odwadnianie osadów 8) Biofiltr gazów odlotowych 9) Adsorber węglowy gazu odlotowego 	730	2007

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#29	UK	OFC, POL	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą procesu ze złożem nieruchomym - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zrównoważenie i neutralizacja 2) Trawienie beztlenowe 3) Biologiczne filtry napowietrzane 4) Flotacja powietrzna 5) Odwadnianie osadów 	310	2005
#31	UK	LVIC-S	Pośrednio, do laguny	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Filtracja 2) Sedymentacja 	370	2007
#32	UK	SIC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Filtracja piaskowa w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wytrącanie ołowiu 2) Sedymentacja 3) Flokulacja przelewu 4) Flotacja powietrzna 5) Filtracja piaskowa 	15	2007
#33	UK	OFC	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą procesu ekspandowanego złoża - Strącanie chemiczne fosforu - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Zubożnianie 3) Biologiczne oczyszczanie za pomocą bioreaktorów z ruchomym złożem 4) Strącanie chemiczne 5) Flotacja powietrzna 6) Zagęszczanie osadu (wirowanie) 	270	2007
#34	SE	OFC	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Obróbka biologiczna za pomocą procesu ekspandowanego złoża - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Filtracja piaskowa w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Badanie przesiewowe 2) Podgrzewanie 3) Biologiczne przetwarzanie z zastosowaniem procesu biofilmu przy użyciu plastikowych nośników 4) Flotacja 5) Węgiel aktywny 6) Precypitacja 7) Filtracja piaskowa 8) Zagęszczanie osadu (wirowanie) 	400	2007
#35	FR	LVIC-AAF, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Badanie przesiewowe 2) Zubożnianie 3) Separacja oleju i wody 4) Usuwanie piasku/piasku 5) Koagulacja/flokulacja 6) Flotacja 7) Odwadnianie osadów 	8 000	2008

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#36	DE	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą bioreaktora membranowego - Nitryfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Ultrafiltracja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Badanie przesiewowe 2) Zbojętnianie 3) Strącanie fosforu 4) Pierwotna sedymentacja 5) Oczyszczanie biologiczne, 6) Ultrafiltracja 	1 200	2007
#37	ES	SIC, LVOC, OFC, POL	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nitryfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Homogenizacja 2) Napowietrzanie 3) Sedymentacja 4) Zagęszczanie osadu 	1 100	2011
#38	FR	SIC, OFC	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Ultrafiltracja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Dekantacja 2) Filtracja 3) Ultrafiltracja 4) Oddzielanie parą 5) Schładzanie 	1,8	2007
#40	FR	OFC, POL	Bezpośrednio, do kanału	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nitryfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Flokulacja i pierwotna sedymentacja 3) Metoda osadu czynnego 4) Denitryfikacja 5) Sedymentacja wtórna 6) Zagęszczanie osadu 	580	2011
#41	FR	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu czynnego i częściowo bioreaktora membranowego - Nitryfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja/ultrafiltracja do końcowego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Zbojętnianie 3) Nitryfikacja 4) Denitryfikacja 5) Napowietrzanie 6) Sedymentacja 7) Bioreaktor membranowy (ultrafiltracja) dla części odcieku 8) Odwadnianie osadów 	240	2007

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#45	IT	LVIC-AAF, LVIC-S, LVOC, OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu aktywnego (wieża biologiczna) - Nityfikacja/denitryfikacja - Filtracja piaskowa w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych - Oczyszczanie fizyko-chemiczne ścieków nieorganicznych - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie ścieków organicznych: <ol style="list-style-type: none"> 1) Badanie przesiewowe 2) Separacja oleju i wody (API) 3) Wyrównanie 4) Homogenizacja i wytrącanie metali 5) Neutralizacja, koagulacja, flokulacja 6) Pierwotna sedymentacja 7) Flotacja powietrzna 8) Wieża biologiczna 9) Sedymentacja 10) Filtracja piaskowa i węglem aktywnym - Oczyszczanie nieorganicznych ścieków: <ol style="list-style-type: none"> 1) Badanie przesiewowe 2) Sedymentacja 3) Flokulacja 	11 000	2007
#46	IT	CAK, LVOC, POL	Pośrednio, do biologicznej OŚ	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Separacja oleju i wody (API) 2) Flotacja powietrzna 	5 800	2008
#47	ES	LVOC	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	NI	600	2007
#48	ES	LVOC	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Pierwotna sedymentacja 2) Pierwotna filtracja osadu 3) Napowietrzanie 4) Sedymentacja wtórna 5) Fermentacja osadu 	2 900	2008
#49	BE	CAK, LVIC- AAF, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Siatki piaskowe 2) Napowietrzanie 3) Sedymentacja 4) Zagęszczanie osadu 	12 000	2011
#50	BE	LVIC-AAF, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zobjętnianie 2) Pierwotna sedymentacja 3) Denitryfikacja 4) Napowietrzanie 5) Sedymentacja wtórna 6) Flotacja 7) Schładzanie 	4 000	2011

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#51	BE	OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Strącanie chemiczne fosforu - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Neutralizacja i flokulacja 3) Pierwotna sedymentacja 4) Basen do napowietrzania 5) Flotacja 6) Zagęszczanie osadu (wirowanie) 	270	2011
#52	BE	POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nitryfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Denitryfikacja 3) Napowietrzanie, w tym nitryfikacja 4) Sedymentacja 	120	2007
#53	BE	LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Usuwanie z powierzchni 2) Śruba Archimedes'a do usuwania peletu 3) Sedymentacja 	430	2011
#54	BE	LVOC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Napowietrzanie 3) Sedymentacja 4) Usuwanie gazu odlotowego z włączeniem węgla aktywnego 	3 900	2011
#56	DE	LVIC-S	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Zubożanie 3) Precypitacja 4) Flokulacja 5) Sedymentacja 	930	2007
#57	FR	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nitryfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Złoże biologiczne jako wstępne oczyszczanie ścieków bez zawieszonych ciał stałych 2) Pierwotna sedymentacja 3) Denitryfikacja 4) Napowietrzanie 5) Sedymentacja wtórna 	1 900	2007
#58	IT	LVIC-S, OFC, POL	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nitryfikacja/denitryfikacja - Odwrócona osmoza do końcowego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Zubożanie 3) Strącanie chemiczne 4) Utlenianie za pomocą odczynnika Fentona 5) Oczyszczanie biologiczne aktywowanym osadem 6) Sedymentacja 7) Filtracja 8) Odwrócona osmoza 9) Mechaniczne odwadnianie osadu 	35	2007

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#60	FR	OFC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Zobojętnianie 3) Pierwotna sedymentacja 4) Oczyszczanie biologiczne, 5) Sedymentacja wtórna 6) Flotacja 7) Zagęszczanie osadów, kondycjonowanie i odwadnianie 	270	2008
#61	CZ	LVOC, OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Filtracja piaskowa w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Trzystopniowe aerobowe oczyszczanie biologiczne 3) Sedymentacja 4) Filtracja piaskowa 5) Laguna 	970	2011
#62	CZ	LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Dwa niezależne etapy napowietrzania 3) Sedymentacja 4) Odwadnianie osadów 	130	2007
#63	CZ	LVIC-AAF, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Flokulacja 3) Flotacja 4) Denitryfikacja 5) Napowietrzanie 6) Sedymentacja 	6 300	2011
#64	FR	LVOC, OFC, POL	Bezpośrednio, do jeziora	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Separacja oleju i wody 3) Pierwotna sedymentacja 4) Zobojętnianie 5) Flokulacja 6) Napowietrzanie 7) Sedymentacja wtórna 8) Koagulacja, flokulacja i flotacja powietrzna 9) Odwadnianie osadów 	4 700	2007
#65	ES	OFC	Pośrednio do biologicznej OŚ	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Utlenianie chemiczne za pomocą nadtlenu wodorotlenku i żelaza 2) Zobojętnianie 3) Flokulacja 4) Sedymentacja 5) Zagęszczanie osadu 	11	2007

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#66	ES	POL	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Utlenianie chemiczne za pomocą nadtlenu wodorotlenku i żelaza 2) Zobojętnianie 3) Flokulacja 4) Sedymentacja 5) Odwadnianie osadów 	2	2006
#67	ES	LVIC-S, OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie i regulacja pH 2) Utlenianie chemiczne za pomocą nadtlenu wodoru i żelaza 3) Neutralizacja i precypitacja 4) Sedymentacja 5) Zagęszczanie osadu (wirowanie) 	450	2007
#68	AT	LVIC-AAF, LVOC, OFC	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego (zbiornik płaski) - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zrównoważenie i neutralizacja 2) Dwustopniowe napowietrzanie 3) Sedymentacja 	1 300	2008
#69	IT	CAK, LVIC-AAF, SIC, LVOC, POL	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą bioreaktora membranowego - Nityfikacja/denitryfikacja - Ultrafiltracja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Wyrównanie 2) Oczyszczanie fizykochemiczne 3) Metoda osadu czynnego 4) Ultrafiltracja 5) Post-denitryfikacja 6) Oczyszczanie osadu 	9 100	2009
#70	AT	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą osadu czynnego i częściowo bioreaktora membranowego - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu - Sedymentacja/ultrafiltracja do końcowego usuwania ciał stałych 	Dwustopniowy proces dla wyższych i niższych zanieczyszczonych strumieni ścieków	2 800	2011
#73	DE	LVIC-AAF	Bezpośrednio, do rzeki	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	<ol style="list-style-type: none"> 1) Zobojętnianie 2) Strącanie fluorków 	1 900	2011
#74	DK	LVOC, OFC	Bezpośrednio, do morza:	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne, - Nityfikacja/denitryfikacja - Strącanie chemiczne fosforu 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Hydroliza 2) Napowietrzanie/degradacja 3) Zobojętnianie 4) Precypitacja 	950	2011

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m ³ /rok)	Rok
#75	DK	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	- Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego - Nityfikacja/denitryfikacja - Flotacja do ostatecznego usuwania ciał stałych	1) Metoda osadu czynnego 2) Sedymentacja 3) Flotacja powietrzna	160	2011
#76	DK	OFC	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	- Oczyszczanie biologiczne, - Strącanie chemiczne fosforu - Zaawansowany proces utleniania	NI	2 800	2011
#78	DK	OFC	Pośrednio, do OŚ komunalnych:	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Separacja oleju i wody	NI	2011
#79	ES	CAK, LVIC-S	Bezpośrednio, do morza	- Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Zobjętnianie 2) Koagulacja, flokulacja, precypitacja 3) Sedymentacja 4) Odwadnianie osadów	4 200	2011
#80	ES	CAK, LVOC	Bezpośrednio, do morza	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Zobjętnianie 2) Homogenizacja	1 600	2011
#81	ES	LVOC	Bezpośrednio, do morza	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Filtr z węglem aktywnym 2) Zobjętnianie	NI	2011
#82	ES	LVIC-AAF, LVOC	Bezpośrednio, do morza	- Oczyszczanie biologiczne, - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Oczyszczanie biologiczne, 2) Sedymentacja	2 800	2011
#83	ES	LVOC, POL	Bezpośrednio, do morza	Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego	1) Homogenizacja 2) Ekrany i usuwanie oleju 3) Oczyszczanie biologiczne	3 200	2011
#84	ES	LVIC-S, OFC	Bezpośrednio, do rzeki	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Zaawansowany proces utleniania za pomocą nadtlenu wodoru 2) Zobjętnianie 3) Strącanie metali	450	2007
#85	FR	POL	Bezpośrednio, do rzeki	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Separacja piaskowa 2) Separacja oleju i wody (API) 3) Wyrównanie	NI	2011
#86	FR	POL	Bezpośrednio, do rzeki	- Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Separacja piaskowa 2) Sedymentacja	470	2010

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m3/rok)	Rok
#87	BE	POL	Bezpośrednio, do rzeki	- Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Biologiczne czyszczenie wstępne w trybie wsadowym dla ścieków o wysokich stężeniach ChZT 2) Filtr obrotowy 3) Pochylony separator płytowy 4) Flotacja powietrzna 5) Laguna	560	2010
#88	IE	OFC	Pośrednie	NI	NI	82	2011
#89	IT	LVOC, POL	Bezpośrednio, do morza	- Oczyszczanie biologiczne - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Wyrównanie 2) Separacja oleju i wody (API) 3) Flotacja azotem 4) Utlenianie biologiczne 5) Sedymentacja wtórna 6) Zagęszczanie osadów, odwadnianie i sterylizacja	2 100	2011
#90	IT	LVOC	Bezpośrednio, do morza	- Oczyszczanie biologiczne,	1) Separacja oleju i wody (API i TPI) 2) Oczyszczanie biologiczne	710	2011
#91	IT	LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	- Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Wyrównanie 2) Dwa aktywne reaktory osadowe 3) Odgazowywanie 4) Sedymentacja 5) Zagęszczanie osadu	9 200	2011
#92	PL	LVIC-S, LVIC- AAF, LVOC	Bezpośrednio, do rzeki	- Oczyszczanie biologiczne - Nityfikacja/denitryfikacja	NI	7 200	2011
#93	PL	LVIC-AAF, POL	Bezpośrednio, do rzeki	- Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Zobjętnianie 2) Koagulacja 3) Sedymentacja	3 900	2011
#94	PL	LVIC-AAF	Bezpośrednio, do rzeki	- Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Zobjętnianie 2) Sedymentacja	950	2011
#95	PL	LVIC-AAF, LVIC-S	Bezpośrednio, do rzeki	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	Obejmuje chemiczne wytrącanie fosforu	27 000	2011
#96	PL	LVIC-AAF, LVOC	Bezpośrednio, do rzeki:	- Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego - Nityfikacja/denitryfikacja	1) Pierwotna sedymentacja 2) Flotacja 3) Metoda osadu czynnego	2 400	2011
#98	PL	SIC, LVOC, POL	Bezpośrednio, do rzeki	- Oczyszczanie biologiczne - Nityfikacja/denitryfikacja	NI	13 000	2011
#100	SE	OFC	Bezpośrednio, do jeziora	- Oczyszczanie biologiczne - Nityfikacja/denitryfikacja - Sedymentacja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Pierwotna sedymentacja 2) Denitryfikacja 3) Oczyszczanie tlenowe 4) Sedymentacja wtórna	1 700	2010

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnie oczyszczone ścieki (103 m ³ /rok)	Rok
#101	SE	LVOC	Bezpośrednio, do morza	Oczyszczanie biologiczne	NI	330	2010
#102	SE	LVOC	Bezpośrednio, do morza	Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego	NI	800	2010
#103	SE	LVOC	Bezpośrednio, do morza	Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego	NI	180	2010
#104	SE	LVOC	Bezpośrednio, do rzeki	Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego	NI	650	2010
#105	UK	SIC	Bezpośrednio, do rzeki	- Oczyszczanie biologiczne - Filtracja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Bioreaktory 2) Sedymentacja 3) Filtracja	1 800	2011
#106	UK	LVOC	Bezpośrednio, do ujścia	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	Zobojętnianie	41	2011
#107	UK	OFC	Bezpośrednio, do ujścia	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Wyrównanie 2) Zobojętnianie	NI	2011
#108	UK	OFC	Bezpośrednio, do ujścia	- Oczyszczanie biologiczne z wykorzystaniem osadu aktywnego - Nitryfikacja/denitryfikacja	Dwustopniowe oczyszczanie biologiczne	2 000	2011
#109	UK	OFC	Bezpośrednio, do morza	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Wyrównanie 2) Zobojętnianie	310	2011
#110	UK	OFC	Bezpośrednio, do ujścia	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Wyrównanie 2) Zobojętnianie	NI	2011
#111	UK	LVOC	Bezpośrednio, do ujścia	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	Zobojętnianie	4 400	2011
#113	UK	POL	Bezpośrednio, do rzeki	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	Zobojętnianie	640	2011
#114	UK	OFC	Bezpośrednio, do ujścia	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	Rozcieńczenie	100	2011
#115	UK	SIC	Bezpośrednio, do ujścia	- Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Filtracja piaskowa w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Zobojętnianie 2) Sedymentacja 3) Koagulacja i flokulacja 4) Flotacja powietrzna 5) Filtracja piaskowa	5 400	2011
#116	UK	SIC	Bezpośrednio, do ujścia	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	1) Zobojętnianie 2) Rozcieńczenie	NI	2011
#117	UK	LVIS-S	Bezpośrednio, do rzeki	- Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Filtracja w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych	1) Zobojętnianie 2) Sedymentacja 3) Filtracja	12	2011

Kod OŚ	Lokalizacja	Instalacje chemiczne IED na miejscu	Rodzaj rozładunku	Główne stosowane techniki (1)	Działania jednostkowe (1)	Średnia ilość oczyszczonych ścieków (103 m ³ /rok)	Rok
#118	FR	OFC	Bezpośrednio, do rzeki	<ul style="list-style-type: none"> - Oczyszczanie biologiczne za pomocą bioreaktora membranowego - Nityfikacja/denitryfikacja - Ultrafiltracja do ostatecznego usuwania ciał stałych 	<ul style="list-style-type: none"> 1) Odpędzanie 2) Sedymentacja 3) Bioreaktor membranowy 	330	2011
#119	FR	LVIC-AAF	Bezpośrednie	Brak oczyszczania końcowego	Brak oczyszczania końcowego	2 100	2011
#120	FR	LVIC-AAF	Bezpośrednie	<ul style="list-style-type: none"> - Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne - Filtracja piaskowa w celu ostatecznego usunięcia ciał stałych 	<ul style="list-style-type: none"> 1) Zobjętnianie 2) Filtracja piaskowa 	440	2011
#121	UK	LVIC-S	Bezpośrednio, do ujścia	Wyłącznie oczyszczanie fizykochemiczne	Zobjętnianie	7 800	2011

(¹) Informacje zawarte w tej kolumnie mogą być niekompletne.
 Uwaga: NI = nie podano informacji.
 Źródło: [222, CWW TWG 2013]

7.3 Załącznik III. Przykład EMFA: technologia punktów zbliżenia

Szeroko rozpowszechnionym i znanym narzędziem EMFA jest analiza punktów zbliżenia, stosowana do optymalizacji procesów produkcyjnych, oszczędzania energii i zużycia wody oraz zmniejszania wpływu zrzutów odpadów. Dwa z tych procesów - optymalizacja zużycia wody i usuwanie odpadów - są objęte zakresem niniejszego BREF. Optymalizacja procesów produkcyjnych objęta jest innymi chemicznymi BREF i innymi referencjami [251, UHmann's 2000] .

Analiza punktów zbliżenia to metodologia optymalizacji wykorzystania materiałów eksploatacyjnych w procesach i na stronach dzięki zastosowaniu technik zintegrowanych z procesem. Jest wykorzystywana przede wszystkim jako energooszczędne narzędzie do poprawy wydajności cieplnej w przemyśle chemicznym i procesowym. W ostatnim czasie metodę tą przeniesiono do minimalizacji wody i ścieków. Koncepcja technologii analizy punktów zbliżenia

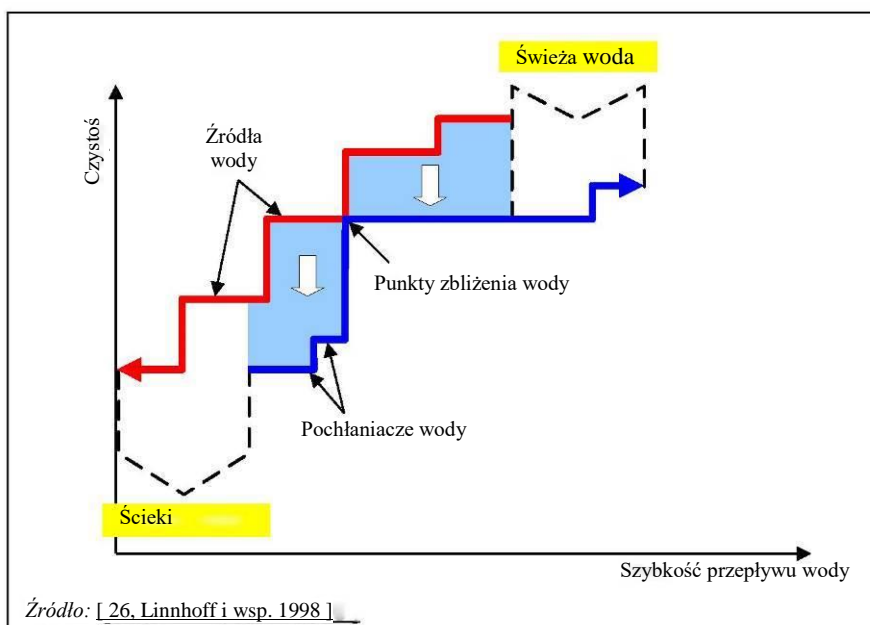
polega na zdefiniowaniu i znalezieniu potencjalnych oszczędności wody, np. poprzez zmiany rurociągu i kontroli oraz zminimalizowanie zrzutów ścieków poprzez modyfikacje procesu, umożliwiając w ten sposób selektywną regenerację ścieków i obniżając koszty oczyszczania. Jest również używany do projektowania lub przeprojektowywania rozproszonych oczyszczalni ścieków w celu obniżenia kosztów inwestycyjnych poprzez zmniejszenie obciążenia hydraulicznego centralnej oczyszczalni ścieków (OŚ).

Jego zastosowanie można podzielić na cztery etapy [26, Linnhoff i wsp. 1998]:

Etap 1:

- Rysunek schematu przepływu całego systemu wodnego (zasilanie, rozładowanie), który pokazuje wszystkie miejsca, w których woda jest używana, oraz wszystkie punkty, w których generowane są ścieki.
- Opracowanie bilansu wodnego z dokładnością do 10% ilości większych strumieni.
- Określenie odpowiednich danych do analizy poprzez określenie źródeł wody i pochłaniaczy wody.

Profil został przedstawiony na Rysunku 7.3.



Rysunek 7.3: Technologia punktów zbliżenia – analiza, źródło i krzywe osiadania

Etap 2:

- Wybór kluczowych zanieczyszczeń lub właściwości, które uniemożliwiają bezpośrednie ponowne wykorzystanie danego strumienia ścieków.
- Wybór stężeń projektowych - maksymalne dopuszczalne dla zlewów i minimalne praktyczne dla źródeł.

Etap 3:

- Opracowanie wielowymiarowej analizy punktów zbliżenia w celu określenia optymalnych dopasowań pomiędzy źródłami i pochłaniaczami. Dostępne jest odpowiednie oprogramowanie. Procedura obejmuje identyfikację punktów zbliżeń oraz uwzględnienie modyfikacji procesów i opcji regeneracji, co skutkuje niższymi wartościami docelowymi.

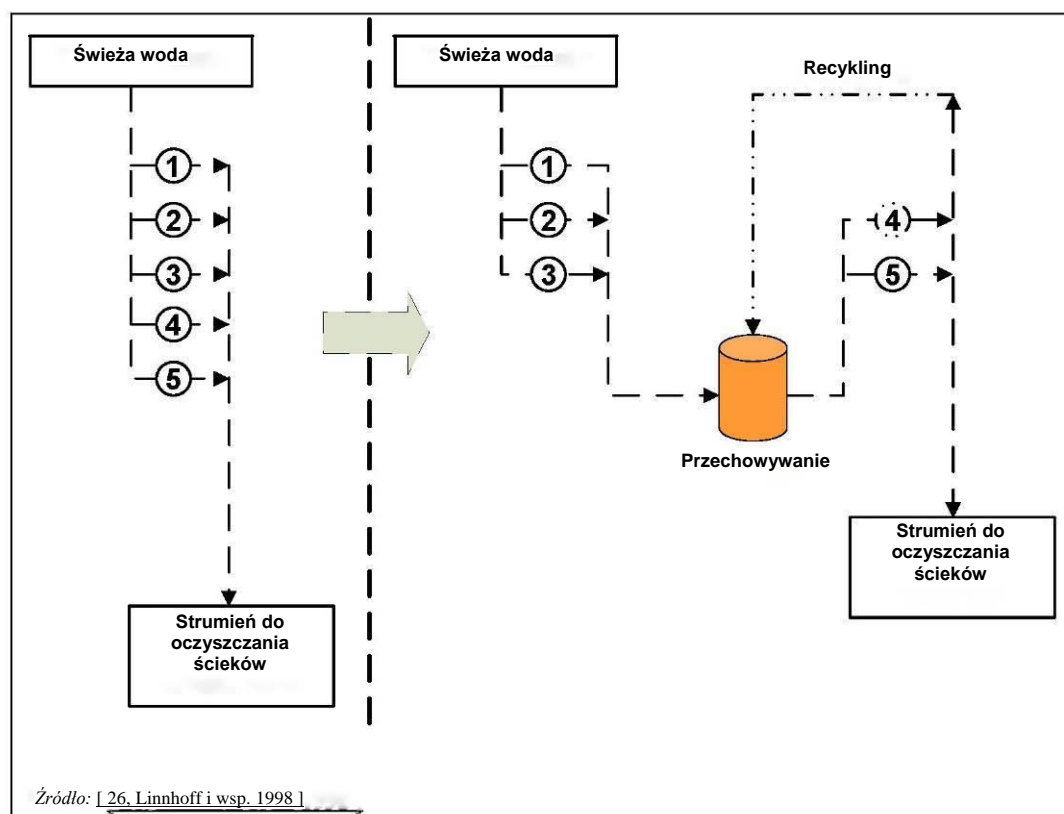
Etap 4:

- Powtórzenie etapu 3, dopóki nie rozwinię się praktyczny projekt.

Dzięki zastosowaniu technologii punktów zbliżenia udało się uzyskać oszczędność ścieków w wysokości do 60% [26. Linnhoff i wsp. 1998]. Przykładami wydajności redukcji przepływu ścieków są:

- chemikalia i włókna 25%
- chemikalia 40%
- chemia węglowa 50%
- polimery 60%.

Przykład strategii ochrony wód podano na Rysunku 7.4.



Rysunek 7.4: Przykład strategii ochrony wody przed i po analizie punktów zbliżenia

Oszczędności kosztów nie ograniczają się zwykle do oszczędności kosztów wody. Mogą one być znaczące, jeśli redukcja ścieków prowadzi do budowy mniejszej centralnej oczyszczalni ścieków, niepotrzebne jest rozbudowywanie istniejących oczyszczalni ścieków lub pozwala na rozbudowę jednostki produkcyjnej

wydajność bez hydraulicznego przeciążania istniejącej centralnej oczyszczalni ścieków. Modyfikacja procesu i selektywna regeneracja wody mogą prowadzić do odzysku produktu, który również może być ekonomicznie opłacalny.

Główne zastosowania technologii punktów zbliżenia [26, Linnhoff i wsp. 1998] obejmują:

- uniknięcie ograniczeń produkcyjnych w warunkach ograniczonego zaopatrzenia w wodę;
- zmniejszenie kosztów inwestycyjnych nowych instalacji wodociągowych (np. nowe odwierty lub rurociągi);
- zmniejszenie kosztów inwestycji w urządzenia do uzdatniania wody;
- zmniejszenie kosztów oczyszczania ścieków;
- zmniejszenie opłat kanalizacyjnych;
- zmniejszenie kosztów inwestycyjnych związanych z rozbudową zakładowych oczyszczalni ścieków w celu sprostania zwiększonym obciążeniom produkcyjnym lub bardziej rygorystycznych przepisów dotyczących emisji;
- pomoc w przestrzeganiu przepisów dotyczących ochrony środowiska.

7.4 Załącznik IV. Planowanie reakcji na incydenty związane z zanieczyszczeniem

Poniżej przedstawiono przykład planu reakcji na zanieczyszczenia, o którym mowa w Dziale 3.1.5.5.3. Informacje, o które poproszono, mają ogólne zastosowanie do wszystkich miejsc. Specjalne produkcje lub cechy specyficzne dla miejsca mogą wymagać dodatkowych informacji.

NAZWA I ADRES FIRMY	
BRANŻA	
DATA PLANU	DATA PRZEGLĄDU
ZATWIERDZIŁ	DATA
KOPIA DO	ORGAN OCHRONY ŚRODOWISKA STRAŻ POŻARNA POLICJA PRZEDSIĘBIORSTWO KANALIZACYJNE DOSTAWCA WODY WŁADZE LOKALNE INNE
KONTAKTOWE NUMERY TELEFONICZNE PODCZAS GODZIN PRACY I POZA NIMI	SŁUŻBY RATUNKOWE LOKALNA POLICJA SŁUŻBA ZDROWIA INFOLINIA ŚRODOWISKOWA REGULATOR ŚRODOWISKA WŁADZE LOKALNE PRZEDSIĘBIORSTWO KANALIZACYJNE DOSTAWCA WODY DOSTAWA GAZU DOSTAWCA ENERGII ELEKTRYCZNEJ WYKONAWCA UTYLIZACJI ODPADÓW PORADY SPECJALISTYCZNE SPECJALISTYCZNI KONSERWATORZY
FIRMA KONTAKTY (POZA GODZINAMI PRACY)	DYREKTOR ZARZĄDZAJĄCY KIEROWNIK OBIEKTU KIEROWNIK ŚRODOWISKA MAJSTER KONTAKT Z SIEDZIBĄ GŁÓWNA
PLAN DRENAŻU MIEJSCA	
INWENTARZ OLEJU, ZWIĄZKÓW CHEMICZNYCH I PRODUKTÓW MAKSYMALNE ILOŚCI W CZASACH SZCZYTOWYCH NAZWA HANDLOWA CHEMICZNEJ CIECZY/GAZU/POJEMNIKA POJEMNIKA Z PROSZKIEM, Z MAKSYMALNYM ROZMIAREM I ILOŚCIĄ	

Źródło: [75, Environmental Alliance (Wielka Brytania) 2000]

Rysunek 7.5: Planowanie reakcji na incydenty związane z zanieczyszczeniem

GLOSARIUSZ

Ten glosariusz ma ułatwić zrozumienie informacji zawartych w tym dokumencie. Definicje terminów w tym glosariuszu nie są definicjami prawnymi (nawet jeśli niektóre z nich mogą być zbieżne z definicjami podanymi w prawodawstwie europejskim), mają one pomóc czytelnikowi zrozumieć kluczowe terminy w kontekście ich wykorzystania w konkretnym sektorze objętym przez niniejszy dokument.

Glosariusz ten jest podzielony na następujące działy:

- I. Kody narodowe ISO
- II. Jednostki monetarne
- III. Przedrostki jednostek
- IV. Jednostki
- V. Pierwiastki chemiczne
- VI. Wzory chemiczne i substancje powszechnie określane w tym dokumencie
- VII. Skróty powszechnie stosowane w tym dokumencie
- VIII. Terminy powszechnie stosowane w tym dokumencie

I. Kody krajów ISO

Kod ISO	Kraj
<i>Państwa członkowskie (°)</i>	
BE	BELGIA
CZ	Czechy
DK	Dania
DE	Niemcy
IE	Irlandia
ES	Hiszpania
FR	Francja
IT	Włochy
HU	Węgry
NL	Holandia
AT	Austria
PL	Polska
PT	Portugalia
FI	Finlandia
SE	Szwecja
UK	Wielka Brytania
<i>Państwa niebędące członkami</i>	
USA	Stany Zjednoczone
(°) Kolejność protokołów państw członkowskich opiera się na kolejności alfabetycznej ich nazw geograficznych w oryginalnym języku (językach).	

II. Jednostki monetarne

Kod ⁽¹⁾	Kraj/terytorium	Waluta
<i>Waluty państw członkowskich</i>		
EUR	Strefa euro ⁽²⁾	euro (pl. euro)
ATS	Austria	austriacki szyling
DEM	Niemcy	marka niemiecka
FIM	Finlandia	marka fińska
GBP	Wielka Brytania	funt szterling (inv.)
NLG	Holandia	holenderski gulden
<i>Inne waluty</i>		
USD	Stany Zjednoczone	dolar amerykański
⁽¹⁾ kody ISO 4217 ⁽²⁾ Obejmuje Austrię, Belgię, Cypr, Estonię, Finlandię, Francję, Niemcy, Grecję, Irlandię, Włochy, Łotwę, Litwę, Luksemburg, Malte, Holandię, Portugalię, Słowację, Słowenię i Hiszpanię.		

III. Przedrostki jednostek

Symbol	Prefiks	Termin	Numer
E	eksa	10 ¹⁸	1 000 000 000 000 000 000
P	peta	10 ¹⁵	1 000 000 000 000 000
T	tera	10 ¹²	1 000 000 000 000
G	giga ^a	10 ⁹	1 000 000 000
M	mega	10 ⁶	1 000 000
k	kilo	10 ³	1 000
h	hekto	10 ²	100
da	deka	10 ¹	10
-----	-----	1 jednostka	1
d	decy	10 ⁻¹	0,1
c	centy	10 ⁻²	0,01
m	mili	10 ⁻³	0,001
μ	mikro	10 ⁻⁶	0,000 001
n	nano	10 ⁻⁹	0,000 000 001

IV. Jednostki

Termin	Znaczenie
Am ³	Rzeczywisty m ³ (metr sześcienny dla gazów, mierzony w podanych warunkach ciśnienia i temperatury). m ³ ma to samo znaczenie i jest używany częściej niż Am ³
bar	bar (1,013 bar = 100 kPa)
miliard	1 000 mil
°C	stopień Celsjusza, stopnie Celsjusza
cm	centymetr
d	dzień
g	gram
gal	galon (1 gal = 3,785 l)
h	godzina
ha	hektar
J	dżul (1 J = 0,279 cala)
K	kelwin (0°C = 273,15 K)
kg	kilogram
kPa	kilopaskal (1 kPa = 10 mbar)
kt	kilotona
kWh	kilowatogodzina (1 kWh = 3,6 MJ)
l	litr (1 l = 0,001 m ³)
m	metr
m ²	metr kwadratowy
[m ³]	metr sześcienny
mg	miligram (1 mg = 10 ⁻³ g)
min	minuta
MJ	megadżul (1 MJ = 239 kcal = 0,277 8 kWh)
MPa	megapaskal (1 MPa = 10 barów)
Nm ³	normalny m ³ (metr sześcienny dla gazów, zmierzony w 101,3 kPa i 273,15 K)
ou _E	Europejska jednostka zapachowa (zgodnie z definicją w EN 13725). Jest to jednostka miary stężenia odorów. 1 ou _E odpowiada ilości odorantów, które, rozcieńczone w metrach sześciennych neutralnego powietrza, daje ledwo wyczuwalną węchową odpowiedź fizjologiczną (1 ou _E /m ³ to stężenie odorów odpowiadające progowi węchowemu)
Pa	paskal (ciśnienie: 1 Pa = 1 N/m ²)
ppb	części na miliard (1 ppb = 10 ⁻⁹)
ppbv	części na miliard objętościowo
ppm	części na milion (1 ppm = 10 ⁻⁶)
ppmw	części na milion (wagowo)
ppmv	części na milion (objętościowo) (ppm × waga cząsteczkowa/22,41 = mg/Nm ³ ; 1 ppm NO ₂ = 2.05 mg/Nm ³ NO ₂)
s	sekunda
S	siemens
t	ton metryczny (1 t = 1 000 kg)
t/d	tony na dzień
t/yr	tony na rok
TEQ	równoważniki toksyczności dioksyn
% obj.	procent objętościowy
% wag.	procent wagowy
W	wat (1 W = 1 J/s)
>80 lat	rok
Ω	om

V. Pierwiastki chemiczne

Symbol	Nazwa	Symbol	Nazwa
Ac	Aktyn	Mn	Mangan
Ag	Srebro	Mo	Molibden
Al	Glin	N	Azot
Am	Ameryk	Na	Sód
Ar	Argon	Nb	Niob
As	Arszenik	Nd	Neodym
At	Astat	Ne	Neon
Au	Złoty	Ni	Nikiel
B	Bor	No	Nobel
Ba	Bar	Np	Neptun
Be	Beryl	O	Tlen
bi	Bizmut	Os	Osm
Bk	Berkel	P	Fosfor
Br	Brom	Pa	Protaktyn
C	Węgiel	Pb	Ołów
Ca	Wapń	Pd	Pallad
Cd	Kadm	Pm	Promet
Ce	Cer	Po	Polon
Cf	Kaliforn	Pr	Prazeodym
Cl	Chlor	Pt	Platyna
Cm	Kiur	Pu	Pluton
Co	Kobalt	Ra	Rad
Cr	Chrom	Rb	Rubid
Cs	Cez	Re	Ren
Cu	Miedź	Rf	Rutherford
Dy	Dysproz	Rh	Rod
Er	Erb	Rn	Radon
Es	Einstein	Ru	Ruten
Eu	Europ	S	Siarka
F	Fluor	Sb	Antymon
Fe	Żelazo	Sc	Skand
Fm	Ferm	Se	Selen
Fr	Frans	Si	Krzem
Ga	Gal	Sm	Samar
Gd	Gadolin	Sn	Cyna
Ge	German	Sr	Stront
H	Wodór	Ta	Tantal
He	Hel	Tb	Terb
Hf	Hafn	Tc	Technet
Hg	Merkury	Te	Tellur
Ho	Holm	Th	Tor
I	Jod	Ti	Tytan
In	Ind	Tl	Tal
Ir	Iryd	Tm	Tul
K	Potas	U	Uran
Kr	Krypton	V	Wanad
La	Lantan	W	Wolfram
Li	Lit	Xe	Ksenon
Lr	Lorens	Y	Itr
Lu	Lutet	Yb	Iterb
Md	Mendelew	Zn	Cynk
Mg	Magnez	Zr	Cyrkon

VI. Wzory chemiczne i substancje powszechnie określane w tym dokumencie

Wzór chemiczny	Nazwa
Al^{3+}	Jon glinu (III)
Al_2O_3	Tlenek glinu
Br_2	Brom
Ca^{2+}	Jon wapnia (II)
$CaCO_3$	Węglan wapnia
$Ca(HSO_3)_2$	Wodorosiarczan wapnia/wodorosiarczyn wapnia
CaO	Tlenek wapnia
$CaSO_3$	Siarczyn wapnia
$CaSO_4$	Siarczan wapnia
$CaSO_4 \cdot 2 H_2O$	Dihydrat siarczanu wapnia (gips)
$Ca(OH)_2$	Wodorotlenek wapnia (wapno)
Cd^{2+}	Jon kadmu (II)
CH_4	Metan
$C_{13}H_{14}N_4O$	1,5-Difenylokarbazyd
$((CH_3)_3SiCN)$	Cyjanek trimetylosililu
Cl^-	Jon chlorkowy
Cl_2	Chlor
ClO_2	Dwutlenek chloru
CN^-	Jon cyjankowy
CO	Tlenek węgla
CO_2	Dwutlenek węgla
COS	Tlenosiarczek węgla
Cr^{3+}	Jon chromu (III)
CrO_4^{2-}	Jon chromianowy
CS_2	Dwusiarczek węgla
Cu^{2+}	Jon miedzi (II)
C_xH_y	Węglowodory
F^-	Jon fluorkowy
Fe^{2+}	Jon żelaza (II)/jon żelazawy
Fe^{3+}	Jon żelaza (III)/jon żelazowy
H_2	Wodór
H_3BO_3	Kwas borowy
HBr	Bromowodór
HCl	Chlorowodór/kwas chlorowodorowy
HCN	Cyjanowodór
HF	Fluorowodór
$-HI-$	Jodowodór
$EKB3$	Kwas cytrynowy
H_2O	Woda
H_2O	Nadtlenek wodoru
$MV42$	Jon wodorofosforanowy
H_2O	Jon dwuwodorofosforanowy
h_2	Siarkowodór
H_2SO_4	Kwas siarkowy
KCN	Cyjanek potasu
$KMnO_4$	Nadmanganian potasu

Wzór chemiczny	Nazwa
MnO_2	Dwutlenek manganu
$N=2$	Azot
$NaCN$	Cyjanek sodowy
Na_2SO_3	Węglan sodu, soda
$NaHCO_3$	Wodorowęglan sodu/wodorowęglan sodu
$NaHSO_3$	wodorosiarczan sodu
$NaNO_3$	Azotan sodu.
$NaOCl$	Podchloryn sodu
$NaOH$	Wodorotlenek sodu
Na_2S_4	Tetrasiarczek disodowy
$NCBr$	Bromek cyjanogenu
$NCCl$	Chlorek cyjanu/Chlorocyjan
NH_3	Amoniak
NH_4^+	Jon amonowy
NH_4Cl	Chlorek amonu
NH_2CN	Cyjanamid
$(NH_2)_2CO$	Mocznik
Ni^{2+}	Jon niklowy (II)
N_2O	Podtlenek azotu
NO	Tlenki azotu
NO_2	Dwutlenek azotu
NO_2^-	Jon azotynowy
NO_3^-	Jon azotanowy
NO_x	Tlenki azotu (mieszanina NO i NO_2)
O_2	Tlen
O_2^-	Jon nadtlenny
O_3	Ozon
OCl^-	Jon podchlorynu
OCN^-	Jon cyjanowy
PO_4^{3-}	Jon fosforanowy
RuO_2	Dwutlenek rutenu
S^{2-}	Jon siarczkowy
SCN^-	Jon tiocyjanianowy
$SC(NH_2)_2$	Tiomocznik
SiO_2	Dwutlenek krzemu
SO_2	Dwutlenek siarki
SO_3	Trójtlenek siarki
SO_3^{2-}	Jon siarczynowy
SO_4^{2-}	Jon siarczanowy
SO_x	Tlenki siarki (mieszanina SO_2 i SO_3)
TiO_2	Dwutlenek tytanu
Zn^{2+}	Jon cynku (II)

VII. Skróty powszechnie stosowane w tym dokumencie

Akronimy	Definicja
Współczynnik A/C	Stosunek przepływu powietrza do powierzchni
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie (Francuska Agencja ds. Środowiska i Zarządzania Energią)
AOX	Adsorbowalne organicznie związane chlorowce. AOX, wyrażony jako Cl, obejmuje adsorbowany organicznie związany chlor, brom i jod
API	American Petroleum Institute - Amerykański Instytut Ropy Naftowej Separatory API są powszechnie stosowanymi separatorami olej-woda
ARIA	Analiza, Recherche et Information surs Accidents (Analizy, badania i informacje o wypadkach)
ATEX, Dyrektywy	Dyrektywy UE dotyczące wytwarzania i użytkowania urządzeń w atmosferze wybuchowej. ATEX wywodzi swoją nazwę od francuskiego tytułu dyrektywy 94/9/WE: 'Appareils destinés à être utilisés en ATmosphères EXplosibles'.
BARPI	Bureau of Risk Analysis and Industrial Pollution (Biuro Analizy Ryzyka i Zanieczyszczenia w Przemśle)
BAT	Najlepsze dostępne techniki, zgodnie z definicją w art. 3 ust. 10 dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Niemieckie Federalne Ministerstwo Ochrony Środowiska, Ochrony Przyrody i Bezpieczeństwa Jądrowego)
BOD _x	Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen w X dni. Ilość tlenu potrzebna do biochemicznego utleniania substancji organicznej do dwutlenku węgla w X dni (zwykle 5 lub 7). BOD jest wskaźnikiem koncentracji masy biodegradowalnych związków organicznych.
BREF	Dokument referencyjny najlepszych dostępnych technik
BTEX	Benzen, toluen, etylobenzen, ksylen
CAK BREF	BREF dla produkcji chloro-alkalicznej
CASQA	California Stormwater Quality Association (Kalifornijskie Stowarzyszenie Jakości Wody)
CEFIC	Europejska Rada Przemysłu Chemicznego (od francuskiej nazwy Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique)
CEN	Europejski komitet normalizacyjny (od francuskiej nazwy Comité Européen de Normalisation)
CER BREF	Dokument BREF dla przemysłu ceramicznego
CFA	Analiza przepływu ciągłego
CMAS	Kompletny osad aktywowany mieszkanką
COD	Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) Ilość tlenu potrzebna do całkowitego utlenienia materii organicznej do dwutlenku węgla. ChZT jest wskaźnikiem stężenia mas związków organicznych
COM	Komisja Europejska
CPI	Ryflowane płyty zbiorcze
CWW BREF	BREFT nt. wspólnych systemów oczyszczania/zagospodarowania ścieków i gazów odlotowych w sektorze chemicznym
DAF	Flotacja rozpuszczonego powietrza
DDT	Dichlorodifenylochloroetan/1,1,1-trichloro-2,2-bis-(4-chlorofenilo)etan; pestycyd
DEFRA	Departament Środowiska, Żywności i Spraw Wiejskich (UK)
DGF	Flotacja rozpuszczonego gazu
DIAL	Adsorpcja różnicowa LIDAR
DOC	Rozpuszczony węgiel organiczny
EC	Wspólnoty Europejskie
EC _x	Stężenie ścieków w rozcieńczonej wodzie, które powoduje mierzalny negatywny wpływ na X % badanej populacji
EC ₅₀	Stężenie ścieków w rozcieńczonej wodzie, które powoduje mierzalny negatywny wpływ na 50% badanej populacji
ECEOWO	Europejskie Centrum Ekotoksykologii i Toksykologii Chemikaliów
ECM REF	Dokument referencyjny w sprawie efektów ekonomicznych i efektów przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska
EDTA	kwas etylenodiaminotetraoctowy
EEC	Europejska Wspólnota Gospodarcza
EFS BREF	BREF dla emisji z przechowywania
EHS	Środowisko, zdrowie i bezpieczeństwo
EIPPCB	Europejskie Biuro Zintegrowanego Zapobiegania i Kontroli Zanieczyszczeń (European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau)
EMAS	Eko-zarządzanie i audyt (rozporządzenie Rady WE/761/2001)
EMFA	Analiza przepływu energii i materiałów

Akronimy	Definicja
EMS	systemy zarządzania środowiskowego
EOX	Wydobywane organicznie związane halogeny
E-PRTR	Europejski Rejestr Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (European Pollutant Release and Transfer Register)
ESA	Europejskie Stowarzyszenie Uszczelnień (European Sealing Association)
ESP	Precypitator elektrostatyczny
ETBPP	Program najlepszych praktyk w zakresie technologii ochrony środowiska
UE	Unia Europejska
FGD	Odsiarczanie spalin
FIA	Analiza iniekcji przepływu
FID	Detektor płomieniowo-jonizacyjny
FRP	Tworzywo sztuczne wzmocnione włóknem szklanym
GAC	Granulowany węgiel aktywowany
GC	Chromatografia gazowa
HAP	Niebezpieczne zanieczyszczenia powietrza
HEAF	Wysokowydajny filtr powietrza
HEL	Wyższy limit wybuchowości
Filtr HEPA	Wysokowydajny filtr cząstek stałych
HEPES	Kwas 4-(2-hydroksyetylo)-1-piperazynometano-sulfonowy
HMIP	Inspektorat ds. Zanieczyszczeń Jej Królewskiej Mości (Her Majesty's Inspectorate of Pollution)
IAF	Indywidualna flotacja powietrzna lub Międzynarodowe Forum Akredytacyjne (International Accreditation Forum)
ICP-MS	Spektrometria masowa z indukcyjnie sprzężoną plazmą
ICP-OES	Optyczna spektrometria optyczna z indukcyjnie sprzężoną plazmą
ICS BREF	BREF dla przemysłowych systemów chłodzenia
IED	Dyrektywa w sprawie emisji przemysłowych
IGF	Indukowana flotacja gazowa
IMPEL	Sieć Unii Europejskiej w zakresie wdrażania i egzekwowania prawa ochrony środowiska
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (Francuski Narodowy Instytut Bezpieczeństwa i Ochrony Środowiska)
InfoMil	Holenderskie Centrum Informacji na temat Licencjonowania Środowiskowego
IPPC	Zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich kontrola
ISO	Międzynarodowa Organizacja Normalizacyjna
LANUV NRW	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Agencja ds. Przyrody, Środowiska i Ochrony Konsumenta w Niemieckim Kraju Związkowym Nadrenia Północna-Westfalia)
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Niemiecka Grupa Robocza ds. Kwestii Wodnych w Państwach Federacji i Rządzie Federalnym)
LCP BREF	BREF dla dużych zakładów spalania
LC _x	Stężenie ścieków w rozcieńczonej wodzie, które powoduje śmiertelność w X% badanej populacji
LC ₅₀	Stężenie ścieków w rozcieńczonej wodzie, które powoduje śmiertelność w 50 % badanej populacji
LDAR	Wykrywanie i naprawa wycieków
LEL	Dolna granica wybuchowości
LID	Najniższe nieskuteczne rozcieńczenie; wartość liczbowa podana jako odwrotna wartość rozcieńczenia (bezwymiarowa) ścieków, w których nie obserwuje się żadnych skutków
LIDAR	Detekcja i zakres światła
LLA	Dolna granica zastosowania
LLE	Ekstrakcja ciecz/ciecz
LOD	granicy wykrywalności
LOQ	granica kwantyfikacji
LVIC-AAF BREF	BREF do produkcji dużych ilości nieorganicznych substancji chemicznych - amoniaku, kwasów, nawozów
LVIC-S BREF	BREF dla produkcji dużej ilości nieorganicznych substancji chemicznych - przemysłu stałego i innych (LVIC-S BREF)
LVOC	Chemikalia organiczne o dużej objętości
LVOC BREF	BREF dla dużego przemysłu chemii organicznej
MBR	Bioreaktor membranowy
MF	Mikrofiltracja (proces membranowy, dział ściekowy)
MGD	Milion galonów dziennie

Akronimy	Definicja
MTBE	Eter metylo-tert-butyłowy.
NMVOC	Niemietanowe lotne związki organiczne (NMLZO)
MS	Spektrometria masowa
NF	Nanofiltracja (proces membranowy, dział ścieków)
NH ₄ -N	Amon (liczony jako N)
N _{inorg}	Całkowity azot nieorganiczny. N _{inorg} , wyrażony jako N, obejmuje wolny amon i amoniak (NH ₄ -N), azotyny (NO ₂ -N) i azotany (NO ₃ -N)
NOAEC	Nie zaobserwowano stężenia szkodliwego efektu
NO ₂ -N	Azotyn (liczony jako N)
NO ₃ -N	Azotan (liczony jako N)
NOREC	Regionalne Centrum Ochrony Środowiska Północnej Ostrobotni (FI)
NSCR	Nieselektywna redukcja katalityczna
OFC	Organiczne drobne chemikalia
OFC BREF	BREF dla produkcji organicznych wysokojakościowych chemikaliów
OSPAR	Konwencja z Oslo i Paryża o ochronie środowiska morskiego północnowschodniego Atlantyku
PAC	Sproszkowany węgiel aktywny
PAH	Wielopierścieniowy węglowodór aromatyczny
PBT	Trwałe, podatne na bioakumulację i/lub toksyczne
PCB	Polichlorowany bifenyl
PCDD	Polichlorowana dibenzodioksyna
PCDF	Polichlorowany dibenzofuran
p.e.	Ekwiwalent populacji oznacza ładunek organiczny ulegający biodegradacji, mający pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT ₅) wynoszące 60 g tlenu na dzień
PFOS	Sulfonian perfluorooktanu
PID	Detektor fotojonizacyjny
PM	Cząsteczki stałe
PM _x	Pył zawieszony w powietrzu, który jest wystarczająco mały, aby przejść przez wlot selektywny z 50% wydajnością odcięcia przy średnicy aerodynamicznej X gm
POL BREF	BREF do produkcji polimerów
PO ₄ -P	Fosforan (liczony jako P)
PPI	Równoległa płyta zbiorcza
PSA	Adsorpcja zmiennociśnieniowa
PTFE	Politetrafluoroeten (teflon)
PVC	Poli(chlorek winylu)
RADAR	Wykrywanie i zasięg radiowy
RO	Odwrócona osmoza (proces membranowy, dział ścieków)
ROM REF	Raport referencyjny JRC na temat monitorowania emisji do powietrza i wody z instalacji IED
SCA	Specyficzny obszar zbierania (ESP: stosunek powierzchni elektrod pobierających do przepływu gazu: np. m ² /(m ³ /s) lub s/m)
SCR	Selektywna redukcja katalityczna (redukcja NO _x)
SCWO	Utlenianie w wodzie nadkrytycznej
SEPA	Szkocka lub szwedzka Agencja Ochrony Środowiska
SIC BREF	BREF do produkcji specjalistycznych nieorganicznych substancji chemicznych
SME	Małe i średnie przedsiębiorstwa (MŚP)
SNCR	Selektywna redukcja niekatalityczna (redukcja NO _x)
SOF	Przenikania promieniowania słonecznego
SPC	kontrola statystyczna procesu
SPME	Mikroekstrakcja w fazie stałej
SVI	Wskaźnik objętości osadu: Objętość w ml zajmowana przez 1 g osadu aktywnego po osiadowaniu w określonych warunkach przez określony czas
TCEQ	Teksaska Komisja ds. Jakości Środowiska (Texas Commission on Environmental Quality)
TKN	Całkowity azot Kjehldahla. TKN, wyrażone jako N, obejmuje wolny amoniak i amon (NH ₄ - N) oraz organiczne związki azotu
TN	Ogólny azot. OA, wyrażone jako N, obejmuje wolny amoniak i amon (NH ₄ -N), azotyny (NO ₂ -N), azotany (NO ₃ -N) i związki organiczne azotu
OWO	Ogólny węgiel organiczny - z ang. total organic carbon (TOC) OWO, wyrażone jako C, obejmuje wszystkie związki organiczne
TSS	Całkowita ilość zawieszonych substancji stałych. Stężenie masowe wszystkich zawieszonych ciał stałych, mierzone przez filtrację przez filtry z włókna szklanego i grawimetrię

Akronimy	Definicja
TP	Fosfor ogólny (TP) TP, wyrażony jako P, obejmuje wszystkie nieorganiczne i organiczne związki fosforu, rozpuszczone lub związane z cząsteczkami
TU	Jednostka toksyczna
TU _a	Ostra jednostka toksyczna: równa 100/EC ₅₀
TU _c	Chroniczna jednostka toksyczna: równa 100/NOAEC lub LID
TWG	Techniczna grupa robocza. Grupa ekspertów złożona z przedstawicieli państw członkowskich, zainteresowanych branż, organizacji pozarządowych promujących ochronę środowiska oraz Komisji ds.o pracowania i przeglądu BREF
UASB proces/reaktor	Proces/reaktor z przepływem beztlenowym osadem ściekowym
UBA AT	Austriacka Federalna Agencja Środowiska (Umweltbundesamt)
UBA DE	Niemiecka Federalna Agencja Środowiska (Umweltbundesamt)
UF	Ultrafiltracja
Filtr ULPA	Filtr powietrza o bardzo niskim przenikaniu
UNSW	University of New South Wales (Australia)
US EPA	Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (United States Environmental Protection Agency)
UV	Ultrafiolet
VCI	Stowarzyszenie niemieckiego przemysłu chemicznego (Verband der Chemischen Industrie e.V)
VDI	Stowarzyszenie inżynierów niemieckich (Verein Deutscher Ingenieure)
VFA	Lotne kwasy tłuszczowe
VITO	Flamandzki Instytut Badań Technologicznych (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek)
VOC	Lotne związki organiczne zdefiniowane w art. 3 pkt 45 dyrektywy IED
VOX	Lotne związane organiczne halogeny
VRU	Urządzenie do odzyskiwania oparów
WEA	Cała ocena odcieku
WEF	Federacja Środowiska Wody (Water Environment Federation)
WIBREF	BREF dla spalania odpadów
WT BREF	BREF dla branży przetwarzania odpadów
WWTP	Oczyszczalnia ścieków - z ang. waste water treatment plant (OŚ)

VIII. Terminy powszechnie stosowane w tym dokumencie

Używane terminy	Definicja
Procesy aerobowe	Procesy biologiczne zachodzące w obecności tlenu
Procesy anaerobowe	Procesy biologiczne zachodzące pod nieobecność powszechnego akceptora elektronów, takich jak azotany, siarczany lub tlen
Procesy beztlenowe	Procesy biologiczne zachodzące w obecności akceptorów elektronów, takich jak azotany lub siarczany, podczas gdy tlen jest nieobecny
Biodegradowalność	Stopień, w jakim substancja organiczna może zostać zdegradowana przez mikroorganizmy w określonych warunkach. Biodegradowalność jest zwykle wyrażana jako procent zdegradowanej substancji
Biologiczne usuwanie składników pokarmowych	Usuwanie azotu i fosforu w procesach biologicznego oczyszczania
Koloidy	Bardzo małe, drobno podzielone cząsteczki stałe, które pozostają długo zdyspergowane w cieczy ze względu na ich mały rozmiar i ładunek elektryczny. Kiedy większość cząsteczek w wodzie ma ujemny ładunek elektryczny, mają tendencję do odpychania się nawzajem, zapobiegając w ten sposób ich koagulacji i sedymentacji
Typowe techniki	Techniki, które są zwykle/często używane lub stosowane w przemyśle chemicznym
Efekty między ośrodkami	Odpowiednie negatywne skutki środowiskowe wynikające z wdrożenia techniki[232, EU 2012]
Rozproszone emisje LZO	Niekanałowane emisje LZO, które mogą powstać ze źródeł "obszarowych" (np. zbiorników) lub źródeł punktowych (np. kołnierze rur).
Współczynnik rozcieńczenia	Wzajemna wartość udziału objętościowego ścieków w rozcieńczonej wodzie, w której przeprowadza się badanie toksyczności (przykład: 250 ml ścieków o łącznej objętości 1 l stanowi współczynnik rozcieńczenia 4)
Pył	Całkowita zawartość cząstek stałych (w powietrzu)
Ścieki wypływające	Strumień odpadów (ścieki lub gaz odpadowy) wydzielany z procesu, instalacji lub strony
Elucja	Proces ekstrakcji substancji zaadsorbowanej na inną przez przemycie jej rozpuszczalnikiem. Substancja stosowana jako rozpuszczalnik w elucji nazywana jest eluentem. Roztwór rozpuszczalnika i substancji zaadsorbowanej na inny nazywa się eluatem
Emisja	Bezpośrednie lub pośrednie uwolnienie substancji, wibracji, ciepła lub hałasu z indywidualnych lub rozproszonych źródeł w instalacji do powietrza, wody lub gleby (art. 3 ust. 4 dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych)
Dopuszczalna wartość emisji	Masa wyrażona w postaci pewnych określonych parametrów, stężenia i/lub poziomu emisji, które nie mogą zostać przekroczone podczas jednego lub więcej okresów (art. 3 ust. 5 dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych)
Powietrze wydechowe	Gaz odpadowy z instalacji zanieczyszczonej związkami gazowymi, zwykle w niskich stężeniach
Technika typu „końca rury”	Technika, która zmniejsza ostateczne poziomy emisji lub zużycia, ale która nie zmienia podstawowej operacji procesu podstawowego. Synonimy to "technika drugorzędna" i "technika redukcji"; antonimy to "technika podstawowa" i "technika zintegrowana z procesem" (tj. technika, która w pewien sposób zmienia sposób działania podstawowego procesu, tym samym zmniejszając poziomy emisji lub zużycia surowca)
Gaz wylotowy	Odpady powstające w procesie zapłonu/spalania
Niezorganizowane emisje LZO	Emisje LZO rozproszone ze źródeł punktowych
Związki fluorowcoorganiczne	Związek organiczny zawierający co najmniej jeden atom bromu, chloru, fluoru lub jodu w cząsteczce
Metale ciężkie	Metale o gęstości powyżej 4,5 g/ml
Instalacja	Stacjonarna jednostka techniczna, w ramach której wykonuje się jedną lub więcej czynności wymienionych w załączniku I do dyrektywy IED lub w Części 1 Załącznika VII do dyrektywy IED oraz wszelkie inne bezpośrednio powiązane działania w tej samej lokalizacji, które mają techniczne połączenie z działaniami wymienionymi w załączniku, które mogą mieć wpływ na emisje i zanieczyszczenie (art. 3 ust. 3 IED)
Granica wykrywalności	Najniższa ilość substancji, którą można odróżnić od braku tej substancji (wartość pusta) w ramach określonego przedziału ufności (często z pewnością 95%)
Woda zarobowa	Woda dodawana do procesu w celu rozpoczęcia lub utrzymania reakcji, przygotowania roztworu, zmieszania reagentów lub rozcieńczenia reagentów

Używane terminy	Definicja
Mineralizacja	Przekształcenie substancji organicznych na substancje nieorganiczne (na przykład CO ₂ , woda, amoniak w tlenowej mineralizacji) w wyniku aktywności mikrobiologicznej
Mgła	Zawiesina drobnych kropeł cieczy w gazie
Lug macierzysty	Strumień ścieków powstający bezpośrednio w wyniku syntezy lub reakcji chemicznej, zawierający zazwyczaj wysokie stężenia produktów, materiału wyjściowego lub produktów ubocznych
Zapach	Zapach można zdefiniować jako percepcję obejmującą zestaw złożonych procesów (proces neurosensoryczny, proces poznawczy i proces amnezji). Ta percepcja wynika z interakcji między błoną węchową (znajdującą się w jamie nosowej) i substancjami gazowymi, zwłaszcza lotnymi związkami organicznymi (LZO) [195, ADEME 2009]
Stężenie zapachowe	Stężenie mieszaniny substancji zapachowych jest tradycyjnie definiowane jako współczynnik rozcieńczenia, który należy zastosować wobec ścieku, aby nie był już postrzegany jako odorant przez 50 % ludzi w próbie populacji. Stężenie odoru na granicy wykrywalności wynosi z definicji 1 ou _E /m ³ [195, ADEME 2009]
Intensywność odoru	Wartość percepcji dla bodźca powyżej odpowiedniego progu wykrycia. Intensywność odoru jest określana przez próbkę osób poprzez porównanie poziomu odczuwania nieprzyjemnego odoru w ściekach z próbkami odniesienia odoru (butanolem na różnych poziomach rozcieńczenia) [195, ADEME 2009]
Próg odoru	Ograniczające stężenie substancji w powietrzu, poniżej której jej zapach nie jest wyczuwalny [197, DEFRA 2010]
Cząsteczki stałe	Zbiorowa nazwa wszystkich cząstek stałych lub płynnych zawieszonych w powietrzu, w tym pyłu, dymu, sadzy, pyłków i cząstek gleby. Ta złożona mieszanina zawiera zarówno cząsteczki organiczne, jak i nieorganiczne i różni się znacznie rozkładem wielkości, składem i pochodzeniem. Na podstawie wielkości cząstki stałe często dzieli się na dwie główne grupy. Frakcja gruba zawiera większe cząstki o wielkości od 2,5 do 10 μm (PM _{2.5-10}). Frakcja drobna zawiera mniejsze o wielkości do 2,5 μm (PM _{2.5}). Cząsteczki w drobnej frakcji, które są mniejsze niż 0,1 μm (PM _{0.1}) nazywane są cząstkami ultradrobnyymi
Woda procesowa	Woda procesowa obejmuje szeroki zakres wody zasilającej bojler, wody chłodzącej do wymienników ciepła lub silników, rozcieńczania chemikaliów itp.
Ogniotrwałe OWO lub COD	Frakcja organiczna zanieczyszczeń w ściekach, które nie nadają się do łatwej degradacji w konwencjonalnym oczyszczaniu biologicznym (podczas gdy testy ChZT wykazują, że są one utleniające chemicznie) i/lub wykazują niską wartość stosunku biologicznego zapotrzebowania na tlen wobec chemicznego zapotrzebowania na tlen (BOD/COD)
Współczynnik stechiometryczny	Stosunek ilości reagenta stosowanego w reakcji do ilości stechiometrycznej niezbędnej do zakończenia reakcji
Substancja	Pierwiastek chemiczny i jego związki, z wyjątkiem substancji radioaktywnych, genetycznie zmodyfikowanych mikroorganizmów i genetycznie zmodyfikowanych organizmów (art. 3 ust. 1 dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych)
Istotna zmiana	Zmiana charakteru lub funkcjonowania instalacji, która może mieć znaczący negatywny wpływ na zdrowie ludzi lub środowisko (art. 3 ust. 9 dyrektywy IED)
Lotny związek organiczny	Dowolny związek organiczny, jak również frakcja kreozytu, o temperaturze 293,15 K, prężności par 0,01 kPa lub większej lub o odpowiedniej lotności w szczególnych warunkach stosowania (art. 3 pkt 45 dyrektywy w sprawie emisji przemysłowych)
Zeolity	Minerały glinokrzemianowe o mikroporowatej strukturze (pory mniejsze niż 2 nm)

BIBLIOGRAFIA

- [1] Metcalf and Eddy, *Wastewater Engineering - Treatment, Disposal, Reuse (3rd edition)*, McGraw-Hill International Editions, New York, 1991.
- [2] CEFIC, *Facts and figures 2012 - The European chemicals industry in a worldwide perspective*, European Chemical Industry Council, 2012.
- [3] Environment Agency (England and Wales), *Guidance for Operators and Inspectors of IPC Processes - Effluent Treatment Techniques*, Environment Agency (England and Wales), Bristol, 1997.
- [4] Braun et al., *Biologische Abluftreinigung in Österreich - Stand und Zukunft biologischer Verfahren in der Abluftreinigung*, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Sektion II), 1994.
- [5] 'Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control)', *Official Journal of the European Union*, Vol. L 334, 17.12.2010, s. 17-119.
- [6] VCI, *Folienserie des Fonds der Chemischen Industrie - 22 Textheft - Umweltbereich Luft*, Fonds der Chemischen Industrie zur Förderung der Chemie und der Biologischen Chemie im Verband der Chemischen Industrie e.V., 1995.
- [7] Joziasse and Pols, *Inventory of Treatment Techniques for Industrial Waste Water*, Netherlands Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), 1990.
- [8] VDI, *VDI 3478:1996 Biological Waste Gas Purification: Bioscrubbers and Trickle Bed Reactors*, Verein Deutscher Ingenieure, 1996.
- [9] BASF, *Verfahrenstechniken der Abgas-/Abluftbehandlung*, BASF Aktiengesellschaft, 1999.
- [10] Rosenwinkel et al., 'Membranverfahren in der industriellen Abwasserbehandlung', 4. GVC-Abwasser-Kongreß 1999 - Verfahrenstechnik der Abwasser und Schlammbehandlung - additive und prozessintegrierte Maßnahmen (Preprints Band 1), Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 1999, Congress Centrum, Bremen.
- [11] InfoMil, *Dutch Notes on Waste Gas Treatment*, Information Centre for Environmental Licensing, The Hague, 1999.
- [12] ETBPP, *Solvent Capture for Recovery and Re-use from Solvent-laden Gas Streams*, Environmental Technology Best Practice Programme, 1996.
- [13] CEFIC, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: IPPC BAT Reference Document - Waste Water/Waste Gas Treatment*, European Chemical Industry Council, 1999.
- [14] Hydrocarbon Processing, 'Environmental Processes '98', *Hydrocarbon Processing*, 1998, s. 71-118.
- [15] CEFIC, *The chemical industry in Europe: Towards sustainability - 2011/12 Report*, European Chemical Industry Council, 2012.
- [16] E-PRTR, European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR), 2013.
- [17] US Navy, *Joint Service Pollution Prevention Technical Library*, United States Naval Facilities Engineering Service Center, 1998.
- [18] Kaiser and Lehner, 'Wertstoffe gewinnen - Dampf- und Luftstrippung zur Rückgewinnung von Ammoniak aus Abwasser', *Verfahrenstechnik*, Vol. 33, No 3, 1999, s. 20-23.
- [19] HMIP, *Pollution Abatement Technology for Particulate and Trace Gas Removal*, Her Majesty's Inspectorate of Pollution, Bristol, 1994.
- [20] HMIP, *Pollution Abatement Technology for the Reduction of Solvent Vapour Emissions*, Her Majesty's Inspectorate of Pollution, Bristol, 1994.
- [21] Kunz, *Behandlung von Abwasser (2nd edition)*, Vogel Verlag, Würzburg, 1990.

- [22] BMU/LAWA, *Chemische Industrie - Hinweise und Erläuterungen zu Anhang 22 der Abwasserverordnung*, Bundesanzeiger Verlag, Köln, 2000.
- [23] Eurostat, *Statistics Database*, 2013.
- [24] InfoMil, *Dutch Notes on BAT for the Large Volume Organic Chemical Industry*, Information Centre for Environmental Licensing, The Hague, 2000.
- [25] Plinke et al., 'Catalytic Filtration - Dioxin Destruction in a Filter Bag', *American Institute of Chemical Engineers 2000 spring national meeting*, 2000, Atlanta, Georgia.
- [26] Linnhoff et al., *Intelligent Networking of Process Waste Water Streams in the Chemical Industry*, Linnhoff March, 1998.
- [27] US EPA, *Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control*, United States Environmental Protection Agency, 1991.
- [28] 'Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy', *Official Journal of the European Communities*, Vol. L 327, 22.12.2000, s. 1-72.
- [29] US EPA, *Compilation of Air Pollutant Emission Factors - Volume 1: Stationary Point and Area Sources - Section 7.1: Organic Liquid Storage Tanks (AP-42, 5th edition)*, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, 1995.
- [30] US EPA, *User's Guide to TANKS - Storage Tank Emissions Calculation Software Version 4.0*, United States Environmental Protection Agency, 1999.
- [31] Kemmer, *The Nalco Water Handbook (2nd edition)*, McGraw-Hill, 1988.
- [32] ETBPP, *Cost-effective Separation Technologies for Minimising Wastes and Effluents*, Environmental Technology Best Practice Programme, 1996.
- [33] ETBPP, *Cost-effective Membrane Technologies for Minimising Wastes and Effluents*, Environmental Technology Best Practice Programme, 1997.
- [34] HMIP, *Guidance on Effective Flaring in the Gas, Petroleum, Petrochemical and Associated Industries*, Her Majesty's Inspectorate of Pollution, 1993.
- [35] De Maagd, 'Bioaccumulation tests applied in whole effluent assessment: A review', *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 19, No 1, 2000, s. 25-35.
- [36] NOREC, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: Examples of Waste Water and Waste Gas Treatment in the Chemical Industry in Finland*, North Ostrobothnia Regional Environment Centre, 2000.
- [37] Giesen and van der Molen, *The Crystalactor®: Waste Water Treatment by Crystallisation without Waste Production*, DHV Water BV, 1996.
- [38] Biothane, *Only nature can achieve perfection*, Biothane Systems International, 2000.
- [39] Buisman, 'Biological Zinc and Sulphate Removal from Waste Water', *Conference on Progress in man-made fibres*, Gothenburg, 1991.
- [40] de Vegt and Buisman, 'Sulphur Compounds and Heavy Metal Removal Using Bioprocess Technology', *The 1996 TMS Annual Meeting and Exhibition*, Garry W. Warren, 1996, Warrendale/Pennsylvania.
- [41] Bayer, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: Wastewater Treatment Plants of Bayer AG*, Bayer AG, 2000.
- [42] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Paper/Nonwoven Filter: High Efficiency Particle Air (HEPA) Filter, Ultra Low Penetration Air (ULPA) Filter*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [43] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Cyclones*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [44] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Settling Chambers*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [45] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Fiber-Bed Scrubber*, United States Environmental Protection Agency, 2003.

- [46] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Impingement-Plate/Tray-Tower Scrubber*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [47] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Orifice Scrubber*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [48] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Packed-Bed/Packed-Tower Wet Scrubber*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [49] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Spray-Chamber/Spray-Tower Wet Scrubber*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [50] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Venturi Scrubber*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [51] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Catalytic Incinerator*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [52] US EPA, *AP 42, Fifth Edition, Volume I, Chapter 13: Miscellaneous Sources - Industrial Flares*, United States Environmental Protection Agency, 1995, s. 5.
- [53] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Incinerator - Recuperative Type*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [54] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Regenerative Incinerator*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [55] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Thermal Incinerator*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [56] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Fabric Filter: Mechanical Shaker Cleaned Type, Mechanical Shaker Cleaned Type with Sonic Horn Enhancement*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [57] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Fabric Filter - Pulse-Jet Cleaned Type*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [58] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Fabric Filter: Reverse Air Cleaned Type, Reverse Air Cleaned Type with Sonic Horn Enhancement, Reverse-Jet Cleaned Type*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [59] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Dry Electrostatic Precipitator (ESP) - Wire-Pipe Type*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [60] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Dry Electrostatic Precipitator (ESP) - Wire-Plate Type*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [61] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Wet Electrostatic Precipitator (ESP) - Wire-Pipe Type*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [62] US EPA, *Air Pollution Control Technology Fact Sheet - Wet Electrostatic Precipitator (ESP) - Wire-Plate Type*, United States Environmental Protection Agency, 2003.
- [63] VITO, *WASS-Technieken (Waterzuiverings Selectie Systeem) (Water Treatment System Selection)*, Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (Flemish Institute for Technological Research), 2010.
- [64] Hartung, 'Applying Quality Methods to Wastewater Treatment', *TAPPI Journal*, Vol. 76, No 1, 1993.
- [65] OSPAR, *OSPAR Background Document Concerning the Elaboration of Programmes and Measures Relating to Whole Effluent Assessment*, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 2000.
- [66] 'Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006', *Official Journal of the European Union*, Vol. L 353, 31.12.2008, s. 1-1355.
- [67] Ullmann's, *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (6th edition)*, 2000.
- [68] UBA AT, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: Formaldehyde*, Umweltbundesamt (Austrian Federal Environment Agency), 2000.

- [69] US EPA, *CATC Technical bulletin - Choosing an Adsorption System for VOC: Carbon, Zeolite or Polymers?.*, United States Environmental Protection Agency, 1999.
- [70] EC, 'Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC', *Official Journal of the European Union*, Vol. L 64, 4.3.2006, 2006, s. 3751.
- [71] US EPA, *Control and Pollution Prevention Options for Ammonia Emissions*, United States Environmental Protection Agency, 1995.
- [72] VDI, *VDI 2578:1999 Emission Control - Glassworks*, Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 1999.
- [73] Sackewitz, 'Luftstrippverfahren zur Teilstrombehandlung - Betriebserfahrungen auf den Kläranlagen Göttingen und Cuxhaven', *Umwelt*, Vol. 29, No 4, 1999, s. 16-18.
- [74] Environmental Alliance (UK), *Managing Fire Water and Major Spillages*, Environment Agency for England and Wales, Scottish Environment Protection Agency (SEPA), and Environment and Heritage Service for Northern Ireland, 2000.
- [75] Environmental Alliance (UK), *Pollution Incident Response Planning*, Environment Agency for England and Wales, Scottish Environment Protection Agency (SEPA), and Environment and Heritage Service for Northern Ireland, 2000.
- [76] Ecker and Winter, *Stand der Technik bei Raffinerien im Hinblick auf die IPPC Richtlinie*, Umweltbundesamt (Austrian Federal Environment Agency), Vienna, 2000.
- [77] US EPA, Brief Descriptions of Air Pollution Control Technologies, 2001.
- [78] Karl, 'Neue Festbettbiologie reinigt schwierige Abwässer', *UmweltMagazin*, 2000, s. 4849.
- [79] US EPA, *Protocol for Equipment Leak Emission Estimates*, United States Environmental Protection Agency, 1995.
- [80] World Oil Magazine, 'Successful Field Trials Lead to Enclosed Burner Application', *World Oil Magazine*, Vol. 221, No 8, 2000.
- [81] IMPEL, *Diffuse VOC Emissions*, European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law, 2000.
- [82] Seow, *Fire Fighting Foams with Perfluorochemicals - Environmental Review*, Department of Environment and Conservation Western Australia, 2013.
- [83] TI, *Waterzuivering (Water purification)*, Technologisch Instituut - Genootschap Milieutechnologie, 2007.
- [84] 'Council Directive 89/391/EEC of 12 June 1989 on the introduction of measures to encourage improvements in the safety and health of workers at work', *Official Journal of the European Communities*, Vol. L 183, 29.6.1989, s. 1-8.
- [85] CEFIC, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: Monitoring of Emissions - Definitions*, European Chemical Industry Council, 2000.
- [86] Sedlak, *Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles and Practice (2nd edition)*, CRC Press, New York, 1991.
- [87] UBA DE, *German comments on the first draft of the original CWW BREF*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2000.
- [88] Mulder, 'Energy Requirements in Membrane Separation Processes', *Membrane Processes in Separation and Purification*, 1994, s. 445-475.
- [89] Sawyer et al., *Chemistry for Environmental Engineering and Science (5th edition)*, McGraw Hill, 2003.
- [90] INERIS, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: The Membrane Bioreactor*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2001.
- [91] INERIS, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: The Biofilter for Industrial Waste Water Treatment*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2001.

- [92] InfoMil, *Dutch Notes on BAT for the Production of Nitric Acid*, Information Centre for Environmental Licensing, The Hague, 1999.
- [93] VCI, *Handlungsziele für die Abwässer der chemischen Industrie*, Verband der Chemischen Industrie e.V., 2000.
- [94] Bekaert, *CEB - Clean Enclosed Burner*, Bekaert CEB Technologies, 2012.
- [95] Parftec, *The KN-filter - An all-metal cake filtration system for the more arduous gaseous emission control application*, Parftec Limited, 1999.
- [96] Neumann et al., 'Einsatz der BAYER-Hochleistungs-Flotationstechnik als zusätzliche Verfahrensstufe der Klärtechnik', 4. GVC-Abwasser-Kongreß 1999 - *Verfahrenstechnik der Abwasser und Schlammbehandlung - additive und prozeßintegrierte Maßnahmen (Preprints Band 1)*, Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 1999, Congress Centrum, Bremen.
- [97] Braun et al., *Verbesserung der Einleiterüberwachung durch die Einführung der Meßgrößen OWO, TNb und Pges-ICP (Improvement of emission monitoring by introducing the parameters OWO, TNb and Ptot-ICP)*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 1999.
- [98] Biener et al., 'Verfahrenstechnik der Abwasser und Schlammbehandlung - additive und prozeßintegrierte Maßnahmen (Preprints)', 4. GVC-Abwasser-Kongreß 1999 - *Verfahrenstechnik der Abwasser und Schlammbehandlung - additive und prozeßintegrierte Maßnahmen (Preprints Band 1)*, Verein Deutscher Ingenieure (VDI), 1999, Congress Centrum, Bremen.
- [99] CEN, *EN 25663:1993 Water quality - Determination of Kjeldahl nitrogen - Method after mineralization with selenium (ISO 5663:1984)*, 1993.
- [100] ISO, *ISO TS 20281:2006 Water quality - Guidance on statistical interpretation of ecotoxicity data*, 2006.
- [101] COM, *JRC Reference Report on Monitoring of Emissions to Air and Water from IED installations (ROMREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2016.
- [102] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids, Fertilisers (LVIC-AAF BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2007.
- [103] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Solids and Others Industry (LVIC-S BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2007.
- [104] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Volume Organic Chemicals Industry (LVOC BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2003.
- [105] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Organic Fine Chemicals (OFC BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2006.
- [106] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Polymers (POL BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2007.
- [107] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Speciality Inorganic Chemicals (SIC BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2007.
- [108] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration (WI BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2006.
- [109] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Waste Treatments Industries (WTBREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2006.
- [110] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Chlor-alkali (CAKBREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2014.
- [111] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Large Combustion Plants (LCP BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2006.

- [112] COM, *Reference Document on Economics and Cross-Media Effects (ECM REF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2006.
- [113] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document on Emissions from Storage (EFS BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2006.
- [114] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Industrial Cooling Systems (ICS BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2001.
- [115] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Glass (GLSBREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2013.
- [116] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Refining of Mineral Oil and Gas (REF BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2015.
- [117] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document in the Ceramic Manufacturing Industry (CER BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2007.
- [118] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Food, Drink and Milk Industries (FDMBREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2006.
- [119] Pignatello et al., 'Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 36, No 1, 2006, s. 1-84.
- [120] Gaucher and Dolladille, 'Conventions on multi-operator sites: an efficient risk management tool', *4th Global Congress on Process Safety*, New Orleans (US), 2008.
- [121] ESA, *Sealing Technology - BAT guidance notes*, European Sealing Association, 2005.
- [122] INERIS, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Emissions diffuses / fugitives au niveau des installations de traitement des effluents liquides*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2009.
- [123] Tarr, *Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants - Environmental and Industrial Applications*, CRC Press, New York, 2003.
- [124] Euro Chlor, *Guidelines for making a mercury balance in a chlorine plant*, 2010.
- [125] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Avoiding fugitive VOC emissions from flanged joints*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [126] EU, 'Directive 2014/34/EU of the European Parliament and of the Council of 26 February 2014 on the harmonisation of the laws of the Member States relating to equipment and protective systems intended for use in potentially explosive atmospheres (recast)', *Official Journal of the European Union*, Vol. L 96, 29.3.2014, 2014, s. 309-356.
- [127] US EPA, 'Alternative work practice to detect leaks from equipment', *Federal Register*, Vol. 73, No 246, 2008, s. 78199-78219.
- [128] Uden, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Whole Effluent Assessment (WEA)*, Swedish Environmental Protection Agency (SEPA), 2009.
- [129] OSPAR, *Practical guidance document on whole effluent assessment*, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 2007.
- [130] OSPAR, *OSPAR Practical Study 2005 on Whole Effluent Assessment*, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 2007.
- [131] EC, 'Directive 1999/92/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 1999 on minimum requirements for improving the safety and health protection of workers potentially at risk from explosive atmospheres (15th individual Directive within the meaning of Article 16(1) of Directive 89/391/EEC)', *Official Journal of the European Communities*, Vol. L 23, 28.1.2000, 1999, s. 57-64.
- [132] CEFIC, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Whole Effluent Assessment - Case study on WEA of a chemical manufacturing site of pharmaceutical ingredients*, European Chemical Industry Council, 2009.
- [133] ECEOWO, *Whole Effluent Assessment - ECEOWO Technical Report No. 94*, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, 2004.

- [134] LANUV NRW, *Contribution to the first review of the CWW BREF: BAT example site: EMS/Waste water register*, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2008.
- [135] LANUV NRW, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Compilation of Biotest Results from Waste Water Effluents of the Chemical Industry*, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2009.
- [136] John Zink, *Denoxation Technologies*, John Zink Keu GmbH, 2008.
- [137] LAWA, *Contribution to the first review of the CWW BREF: NITREA®-process*, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2008.
- [138] UNSW, *Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment*, University of New South Wales, 2009.
- [139] COHIBA, *Whole effluent assessment - Proposed recommendations for the use of toxicity limits*, EU project: Control of hazardous substances in the Baltic Sea region, 2010.
- [140] CEFIC, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Fugitive Emissions*, European Chemical Industry Council, 2008.
- [141] VITO, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Flares*, VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) (Flemish Institute for Technological Research), 2009.
- [142] Akerodolu and Sonibare, 'A review of the usefulness of gas flares in air pollution control', *Management of Environmental Quality*, Vol. 15, No 6, 2004, s. 574-583.
- [143] US Army, *Engineering and Design - Landfill Off-Gas Collection and Treatment Systems*, US Army Corps of Engineers, 2008.
- [144] Levy et al., 'Reducing Emissions From Plant Flares', *Air and Waste Management Association Annual Conference*, 2006, New Orleans.
- [145] EU, 'Directive 2012/18/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on the control of major-accident hazards involving dangerous substances, amending and subsequently repealing Council Directive 96/82/EC', *Official Journal of the European Union*, Vol. L 197, 24.7.2012, 2012, s. 1-37.
- [146] TOTAL, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Whole Effluent Assessment (WEA)*, TOTAL Petrochemicals France, 2009.
- [147] FMC, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Waste Water Treatment Techniques - OHP: Humid Oxidation with Hydrogen Peroxide*, FMC-Foret, 2008.
- [148] Degrémont SUEZ, *Water Treatment Handbook, Volume 2*, Lavoisier, 2007.
- [149] ATOFINA et al., *Charte Hygiène, Sécurité et Environnement pour la plate-forme de Villers Saint Paul*, 2003.
- [150] Seitzinger and Sanders, 'Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication', *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 159, 1997, s. 1-12.
- [151] Anastas and Warner, *Green Chemistry - Theory and Practice*, Oxford University Press, New York, 1998.
- [152] Schippers et al., *Integrated membrane systems*, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 2004.
- [153] Maguin, *Contribution to the first review of the CWW BREF: CerCat (Ceramic and Catalytic) flue gas treatment process*, 2008.
- [154] Startin, *The application of catalytic filter media for the removal of multiple pollutants from process waste gases*, Madison Filter Ltd., 2008.
- [155] Paillier, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Technologies émergentes - Photocatalysis technology*, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 2008.
- [156] Grandi, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Management of plant modifications*, 2008.
- [157] ADEME, *Nitrogen Oxides (NO and NO₂) and N₂O emissions from nitric acid workshops - Synthesis of a technical-economic feasibility study regarding the possibility of reducing emission in French installations*, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 2003.

Bibliografia

- [158] Nash, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Sulphate removal from waste waters*, Environment Agency (England and Wales), 2008.
- [159] Baig, 'Overview of ozone-based technologies for industrial water treatment: from basics to applications', *European Conference on Efficient Use of Water Resources in Industry*, Frankfurt, 2006.
- [160] CEFIC, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Facts and figures about the dry sodium bicarbonate flue-gas cleaning process*, European Chemical Industry Council, 2009.
- [161] WEF, *Industrial Wastewater Management, Treatment and Disposal (3rd edition)*, Water Environment Federation, 2008.
- [162] CEFIC, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Suggested changes for the sections on wet scrubbing and dry sorbent injection*, European Chemical Industry Council, 2009.
- [163] CEFIC, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Emerging Technologies - Immobilised Photocatalysis*, European Chemical Industry Council, 2009.
- [164] Dewil et al., 'Ultrasonic Treatment of Waste Activated Sludge', *Environmental Progress*, Vol. 25, No 2, 2006, s. 121-128.
- [165] Fernandez-Ulloa, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Naturally improved microorganisms to treat refractory OWO/COD, ECO-solution France*, 2009.
- [166] US EPA, *Evaluation of Energy Conservation Measures for Wastewater Treatment Facilities*, United States Environmental Protection Agency, 2010.
- [167] ADEME, *Les techniques de désulfuration des procédés industriels*, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 1999.
- [168] COM, M/514: *Standardisation mandate to CEN, CENELEC and ETSI under Directive 2010/75/EU for a European standard method to determine fugitive and diffuse emissions of volatile organic compounds (VOC) from certain industrial sources to the atmosphere*, European Commission, Directorate-General for Environment, 2012.
- [169] TCEQ, '2015 Emissions Inventory Guidelines - Appendix A - Technical Supplements - Technical Supplement 4: Flares', *Texas Commission on Environmental Quality*, 2016.
- [170] IAF, International Accreditation Forum website, 2010.
- [171] WEF, *Energy Conservation in Water and Wastewater Facilities - Manual of Practice 32*, Water Environment Federation, 2009.
- [172] CEN, *EN ISO 14001:2015 Environmental management systems - Requirements with guidance for use (ISO 14001:2015)*, 2015.
- [173] 'Regulation (EC) No 1221/2009 of the European Parliament and of the Council of 25 November 2009 on the voluntary participation by organisations in a Community ecomanagement and audit scheme (EMAS), repealing Regulation (EC) No 761/2001 and Commission Decisions 2001/681/EC and 2006/193/EC', *Official Journal of the European Union*, Vol. L 342, 22.12.2009, s. 1-45.
- [174] CEFIC, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Cefic proposal - Handling of VOC emissions in BREFs*, European Chemical Industry Council, 2011.
- [175] VITO, *LUSS (Luchtzuiveringstechnieken) - Bioscrubbers*, VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) (Flemish Institute for Technological Research), 2009.
- [176] Schenk et al., *Fact sheets on air emission abatement techniques*, Information Centre for Environmental Licensing (InfoMil), The Hague, 2009.
- [177] van Berkel, 'Information on wet scrubbers for gas removal', Personal Communication, 2010.
- [178] Yates et al., 'N₂O formation in the ammonia oxidation and in the SCR process with V₂O₅-WO₃ catalysts', *Catalysis Today*, Vol. 107-108, 2005, s. 120-125.

- [179] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Muffle and shielded combustion chamber*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [180] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Biofilter*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [181] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Thermal regenerative waste-gas incineration plant*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [182] Martin, 'Information on the biofiltration technique', Personal Communication, 2010.
- [183] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Complex thermal waste- gas incineration plant*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [184] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: BREF data collection on central waste gas treatment plants*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [185] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Central waste gas treatment - German example plant 1*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [186] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Central waste gas treatment - German example plant 2*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [187] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Central waste gas treatment - German example plant 3*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [188] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Central waste gas treatment - German example plant 4*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [189] de Borman, 'Information on an ESP revamp project', Personal Communication, 2010.
- [190] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Combined incineration of liquid waste and waste gas - German example plant 1*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [191] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Combined incineration of liquid waste and waste gas - German example plant 2*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [192] UBA DE, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Emissions from thermal oxidiser equipment*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 2009.
- [193] UBA AT, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Combined electrochemical oxidation processes*, Umweltbundesamt (Austrian Federal Environment Agency), 2009.
- [194] Martmez-Huitle and Ferro, 'Electrochemical oxidation of organic pollutants for the wastewater treatment: direct and indirect processes', *Chemical Society Reviews*, Vol. 35, No 12, 2006, s. 1324-1340.
- [195] ADEME, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Summary on the topic 'odourpollution'*, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 2009.
- [196] ADEME, *Pollutions Olfactives - Origine, Legislation, Analyse, Traitement*, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Paris, 2005.
- [197] DEFRA, *Odour guidance for local authorities*, Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2010.
- [198] Schlegelmilch et al., 'Odour management and treatment technologies: An overview', *Waste Management*, Vol. 25, No 9, 2005, s. 928-939.
- [199] Fogarty and Curran, *Optimisation of biofilters at a rendering plant*, University College Dublin, 2005.
- [200] Wang et al., 'Review of Biofiltration - Effect of Support Media on Biofilter Performance', *89th Annual Meeting and Exhibition of the Air and Waste Management Association*, Nashville, Tennessee, 1996.

- [201] Environment Agency (England and Wales), *Odour management plans for waste handling facilities*, Environment Agency (England and Wales), 2010.
- [202] Capelli et al., 'Predicting odour emissions from wastewater treatment plants by means of odour emission factors', *Water Research*, Vol. 43, No 7, 2009, s. 1977-1985.
- [203] Van Hoof et al., 'Economic comparison between azeotropic distillation and different hybrid systems combining distillation with pervaporation for the dehydration of isopropanol', *Separation and Purification Technology*, Vol. 37, No 1, 2004, s. 33-49.
- [204] Environment Agency (England and Wales), *Additional guidance for H4 odour management - How to comply with your environmental permit*, Environment Agency (England and Wales), 2011.
- [205] INERIS, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Monitoring of odour emissions - Electronic noses*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2009.
- [206] Peris and Escuder-Gilabert, 'A 21st century technique for food control: Electronic noses', *Analytica Chimica Acta*, Vol. 638, No 1, 2009, s. 1-15.
- [207] INERIS, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Odour concentration determination by human noses*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2009.
- [208] INERIS, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Assessment of annoyance caused by odours - Community survey by a committee of residents - 'Odours observatory'*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2009.
- [209] Energy Institute, *Protocol for the estimation of petroleum refinery process plant fugitive VOC emissions*, 2010.
- [210] El-Bourawi et al., 'A framework for better understanding membrane distillation separation process', *Journal of Membrane Science*, Vol. 285, No 1-2, 2006, s. 4-29.
- [211] US EPA, *VOC Fugitive Losses: New Monitors, Emission Losses, and Potential Policy Gaps - US EPA 2006 International Workshop*, United States Environmental Protection Agency, 2006.
- [212] Suffet and Rosenfeld, 'The anatomy of odour wheels for odours of drinking water, wastewater, compost and the urban environment', *Water Science & Technology*, Vol. 55, No 5, 2007, s. 335-344.
- [213] CEFIC, *Comments on working draft 24 Feb 2009*, European Chemical Industry Council, 2009.
- [214] Sutherland, 'Water and sewage: The membrane bioreactor in sewage treatment', *Filtration & Separation*, Vol. 44, No 7, 2009, s. 18, 20-22.
- [215] INERIS, *Evaluation de méthodes optiques de détection et de mesure des émissions diffuses de COV de sites de raffinage et de pétrochimie (Evaluation of optical detection and quantification methods for diffuse VOC emissions from refineries and petrochemical sites)*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2010.
- [216] Viavattene et al., *Cost implications of different source control treatment options: Industrial treatment and storm water BMP*, Middlesex University, 2010.
- [217] RP Freiburg, *Contribution to the first review of the CWW BREF: (Central) Balancing of flows and pollution loads/concentrations*, Regierungspräsidium Freiburg, 2009.
- [218] INERIS, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Membrane Bioreactor (MBR) Study - Sanofi-Chimie-Aramon*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2010.
- [219] CEN, *EN 13725:2003 Air quality - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry*, 2003.
- [220] INERIS, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Assessment of odour intensity*, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2009.
- [221] US EPA, *Storm Water - Technology Fact Sheet - Sand Filters*, United States Environmental Protection Agency, 1999.

- [222] CWW TWG, *Compilation of the data sent in the questionnaires on Waste Water Treatment Plants (WWTP)s for the first review of the CWW BREF, Technical Working Group for the review of the CWW BREF*, 2013.
- [223] Pall Corporation, *Pall gas solid separation systems - Advanced metal and ceramic filter systems for critical gas solid separation processes*, 2009.
- [224] RP Freiburg, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Odour (and other gaseous) emissions from waste water treatment plants*, Regierungspräsidium Freiburg, 2009.
- [225] Schafer, *Odor control in wastewater treatment plants*, American Society of Civil Engineers (ASCE), 1995.
- [226] US EPA, *Combined Sewer Overflow - Technology Fact Sheet - Retention Basins*, United States Environmental Protection Agency, 1999.
- [227] CWW TWG, *Compilation of TWG comments on Draft 1 of the revised CWW BREF*, Technical Working Group for the review of the CWW BREF, 2009.
- [228] CWW TWG, *Compilation of TWG comments on Draft 2 of the revised CWW BREF*, Technical Working Group for the review of the CWW BREF, 2011.
- [229] US EPA, *Emission Inventory Improvement Program - Volume II: Chapter 16 - Methods for Estimating Air Emissions from Chemical Manufacturing Facilities*, United States Environmental Protection Agency, 2007.
- [230] US EPA, *Municipal Nutrient Removal Technologies Reference Document - Volume 1 - Technical Report*, United States Environmental Protection Agency, 2008.
- [231] US EPA, *Emerging Technologies for Wastewater Treatment and In-Plant Wet Weather Management*, United States Environmental Protection Agency, 2008.
- [232] EU, 'Commission Implementing Decision (2012/119/EU) of 10 February 2012 laying down rules concerning guidance on the collection of data and on the drawing up of BAT reference documents and on their quality assurance referred to in Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council on industrial emissions', *Official Journal of the European Union*, Vol. L 63, 2.3.2012, 2012, s. 1-39.
- [233] Oldcastle, *Oil-Water Separators for surface runoff treatment - Guidelines for Design, Installation and Operation*, Oldcastle Precast Inc., 1996.
- [234] US EPA, *Wastewater - Technology Fact Sheet - Chemical Precipitation*, United States Environmental Protection Agency, 2000.
- [235] CASQA, *California Stormwater BMP Handbook - TC-40 - Media Filter*, California Stormwater Quality Association, 2003.
- [236] Bai et al., 'Non-thermal Plasmas Chemistry as a Tool for Environmental Pollutants Abatement', *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, s. 117136.
- [237] FTU, 'Cold plasma - The Innovative Answer to Odor Control in the Food and Feed Industry', *Feed Technology Update*, Vol. 2, No 1, 2007, s. 13-16.
- [238] Freund, 'Information on flares', Personal Communication, 2010.
- [239] Hage, *Contribution to the first review of the CWW BREF: Vane-cage scrubbers and metal filters*, 2009.
- [240] Weilert, 'Wet ESP vs. Sorbent Injection for SO₃ Control', *Proceedings of the Combined Power Plant Air Pollutant Control Mega Symposium 2004*, Washington, DC, 2006.
- [241] US EPA, *Wastewater - Technology Fact Sheet - Ammonia Stripping*, United States Environmental Protection Agency, 2000.
- [242] VEOLIA, *BIOSEP - Bioréacteur à membranes immergées*, VEOLIA WATER, 2010.
- [243] SIEMENS, *Xpress Membrane Bioreactor Packaged Plants*, SIEMENS Water technologies, 2007.
- [244] Klaassen et al., 'Membrane contactor applications', *Desalination*, Vol. 224, No 1-3, 2007, s. 81-87.

Bibliografia

- [245] Klaassen et al., 'Membrane Contactors in Industrial Applications', *Chemical Engineering Research and Design*, Vol. 83, No 3, 2005, s. 234-246.
- [246] EIPPCB, *Figures prepared for the first review of the CWW BREF*, 2014.
- [247] COM, *Best Available Techniques (BAT) Reference Document in the Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector (CWW BREF)*, European Commission, JRC IPTS EIPPCB, 2003.
- [248] UBA DE, *Contribution to the drawing up of the original CWW BREF: High-pressure wet oxidation and membrane technology*, Umweltbundesamt (German Federal Environment Agency), 1999.
- [249] BARPI, *Base de données ARIA (Analyse, Recherche et Information sur les Accidents)*, Bureau of Risk Analysis and Industrial Pollution, 2016.
- [250] Ullmann's, 'Air, 7. Waste Gases, Separation and Purification', *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (7th edition, electronic release)*, 2011.
- [251] Ullmann's, 'Wastewater', *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (6th edition)*, 2000.
- [252] Ullmann's, 'Environmental Management in the Chemical Industry', *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (7th edition, electronic release)*, 2012.
- [253] Ullmann's, 'Filtration, 2. Equipment', *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (7th edition, electronic release)*, 2009.
- [254] Ullmann's, 'Filtration, 1. Fundamentals', *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (7th edition, electronic release)*, 2009.
- [255] Ullmann's, 'Waste, 5. Recycling', *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry (7th edition, electronic release)*, 2011.

Europe Direct stanowi usługę, która pomoże Państwu znaleźć odpowiedzi na pytania dotyczące Unii Europejskiej
Darmowy numer telefonu (*): 00 800 6 7 8 9 10 11
(*) Niektórzy operatorzy telefonii komórkowej nie zezwalają na dostęp do numerów 00 800 lub mogą naliczać opłaty za te połączenia.

W Internecie dostępnych jest wiele dodatkowych informacji na temat Unii Europejskiej. Dostęp do nich można uzyskać za pośrednictwem serwera Europa <http://europa.eu>

Jak uzyskać publikacje UE

Nasze publikacje są dostępne w EU Bookshop (<http://bookshop.europa.eu>) gdzie istnieje możliwość złożenia zamówienia u wybranego agenta sprzedaży.

Biuro Publikacji dysponuje ogólnosiwiatową siecią agentów sprzedaży.
Można uzyskać ich dane kontaktowe, wysyłając faks pod numer (352) 29 29-42758.

Misja JRC

Jako usługa Komisji Europejskiej zajmująca się nauką i wiedzą, misją Wspólnego Centrum Badawczego jest wspieranie polityk UE niezależnymi dowodami w całym cyklu polityki.



EU Science Hub

ec.europa.eu/jrc



[@EU_ScienceHub](https://twitter.com/EU_ScienceHub)



[EU Science Hub - Wspólne Centrum Badawcze](#)



[Wspólne Centrum Badawcze](#)



[EU Science Hub](#)