



**Komisja Europejska**

**Zintegrowane zapobieganie zanieczyszczeniom i ich  
kontrola**

**Dokument referencyjny na temat  
aspektów ekonomicznych i skutków przenoszenia  
zanieczyszczeń  
pomiędzy komponentami środowiska (podejście  
kompleksowe)**

**maj 2008**

Ten dokument jest jednym z serii dokumentów przewidzianych poniżej (w chwili pisania tego tekstu, nie wszystkie dokumenty zostały sporządzone):

<b>Dokument referencyjny na temat Najlepszych dostępnych technik. . .</b>	<b>Kod</b>
Duże obiekty energetycznego spalania	LCP
Przemysł rafineryjny ropy naftowej i gazu	REF
Przetwórstwo żelaza i stali	I&S
Przetwórstwo metali żelaznych	FMP
Produkcja metali nieżelaznych	NFM
Kuźnictwo i odlewnictwo	SF
Obróbka powierzchniowa metali i tworzyw sztucznych	STM
Przemysł cementowy i wapienniczy	CL
Przemysł szklarski	GLS
Przemysł ceramiczny	CER
Produkcja wielkotonażowych związków organicznych	LVOC
Produkcja organicznych związków wysokowartościowych	OFC
Produkcja polimerów	POL
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
Metody przetwarzania / zarządzania wodami i gazami odpadowymi w sektorze chemicznym	CWW
Sektor obróbki odpadów	WT
Spalanie odpadów	WI
Gospodarka odpadami flotacyjnymi i skałą płonną	MTWR
Przemysł celulozowo-papierniczy	PP
Przemysł włókienniczy	TXT
Przemysł garbarski	TAN
Rzeźnie i zakłady przeróbki odpadów zwierzęcych	SA
Przetwórstwo żywności, produkcja napojów i mleka	FDM
Intensywny chów oraz hodowla drobiu i trzody chlewnej	ILF
Obróbka powierzchniowa z użyciem rozpuszczalników organicznych (STS)	STS
Przemysłowe systemy chłodzenia	CV
Emisje powstające przy magazynowaniu	ESB
<b>Dokument referencyjny. . .</b>	
Ogólne zasady monitoringu	MON
<i>Aspekty ekonomiczne i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska</i>	<i>ECM</i>
Efektywność energetyczna	ENE

## STRESZCZENIE

Niniejszy dokument został opracowany przede wszystkim, jako pomoc przy ustalaniu najlepszych dostępnych technik (BAT) zgodnie z dyrektywą 96/61/WE w sprawie zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli [20, Komisja Europejska, 1996]. Koncepcja najlepszych dostępnych technik (dalej zwanych BAT), zgodna z dyrektywą IPPC, obejmuje oszacowanie kosztów i korzyści płynących ze stosowanych środków, a jednocześnie stawia sobie za cel ochronę środowiska, jako całości, starając się uniknąć sytuacji, w których aby rozwiązać jeden problem środowiskowy stwarza się nowy, nieraz znacznie poważniejszy. BATy w sensie ogólnym są ustalane przez zainteresowane strony (Techniczne Grupy Robocze TWG), a także przedstawiane w serii tematycznych dokumentów referencyjnych (tzw. BREF-ów). BATy przedstawione w dokumentach referencyjnych BREF mają służyć za punkt odniesienia przy ustalaniu warunków wydawania pozwoleń zgodnych z BAT lub w trakcie tworzenia ogólnych wiążących zasad na mocy art. 9 ust.8.

Art. 9 ust. 4 wymaga, aby pozwolenia były wydawane w oparciu o BATy, lecz z uwzględnieniem technicznych właściwości danej instalacji, jej geograficznego położenia oraz lokalnego stanu środowiska. Ponadto motyw 18 pozostawia w gestii Państw Członkowskich kwestię ustalenia, w jaki sposób, tam gdzie to stosowne, mają zostać uwzględnione uwarunkowania lokalne. W sytuacjach, gdy biorąc pod uwagę warunki lokalne, należy zdecydować, która z opcji zapewni środowisku wyższy poziom ochrony, opisane w niniejszym dokumencie metody uwzględniające kompleksowe traktowanie zanieczyszczeń mogą okazać się pomocne.

Zostały tu omówione niektóre z podstawowych zasad dyrektywy z uwagi na to, że odnoszą się do aspektów ekonomicznych uwzględnianych przy określaniu BAT oraz środowiska, jako całości (wpływ podejścia kompleksowego).

**Rozdział 1 – Ogólne informacje dotyczące aspektów ekonomicznych i wpływu podejścia uwzględniającego kompleksowe traktowanie zanieczyszczeń.** W rozdziale tym została omówiona terminologia użyta w dyrektywie, a także wyjaśnione zostały zagadnienia, którym poświęcony jest niniejszy dokument. Kolejne rozdziały przedstawiają serię wytycznych, które można stosować razem lub wybiórczo przy podejmowaniu decyzji w zakresie wyboru BAT. Zakłada się, że nadając dyskusji określoną strukturę, wytyczne te będą pomocne w przypadku wystąpienia różnic w opiniach na temat wyboru najlepszej dostępnej techniki.

Celem dyrektywy jest realizacja zintegrowanego zapobiegania i kontroli zanieczyszczeń powstających w wyniku działalności przemysłowych wymienionych w załączniku 1 do dyrektywy. Dyrektywa określa środki mające na celu zapobieganie, lub, jeśli to niemożliwe, środki mające na celu ograniczanie powstających na skutek tych działalności emisji do powietrza, wody i gleby (w tym środki dotyczące odpadów) starając się zapewnić wysoki ogólny poziom ochrony środowiska, jako całości. Jedną z zasad dyrektywy zakłada, że instalacje są wykorzystywane w sposób umożliwiający przedsięwzięcie wszelkich środków zapobiegających zanieczyszczeniu, w szczególności poprzez zastosowanie najlepszych dostępnych technik (BAT).

Dokument omawia zapisaną w dyrektywie definicję BAT oraz zasady, które należy wziąć pod uwagę przy określaniu BAT.

**Rozdział 2 – Wytyczne w sprawie przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.** W celu ustalenia BAT należy wybrać technikę, która będzie najskuteczniejszym narzędziem umożliwiającym osiągnięcie wysokiego ogólnego poziomu ochrony środowiska jako całości. By zrealizować to w praktyce, trzeba czasem znaleźć rozwiązanie w sytuacji, gdy nie jest zupełnie jasne, która z technik pozwoli osiągnąć najwyższy poziom ochrony. Może wówczas zająć potrzeba przeprowadzenia oceny w celu ustalenia, która z technik jest

„najlepsza”. Rozdział 2, w którym omówiono skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, określa metody pomocne w tym zakresie.

W rozdziale zostały określone cztery wytyczne, które mogą posłużyć użytkownikowi za drogowskaz w procesie podejmowania decyzji, co do wyboru techniki najlepszej dla środowiska.

Wytyczna 1 określa informacje konieczne do ustalenia zakresu i zidentyfikowania alternatywnych technik branych pod uwagę.

Wytyczna 2 omawia proces sporządzania wykazu emisji powstających na skutek każdej z alternatywnych technik oraz zasobów przez nie wykorzystywanych. Taki wykaz może być ważnym czynnikiem decydującym o zastosowaniu pozostałych wytycznych.

Wytyczna 3 określa działania konieczne dla oszacowania wpływu na środowisko. Przy rozważaniu alternatywnych technik, pojawiać się będą zwykle różnorodne emisje lub zasoby. Wyżej wspomniana wytyczna omawia sposoby przedstawienia wpływu na środowisko, pozwalające na dokonywanie porównań pomiędzy rozważanymi rozwiązaniami alternatywnymi. Zostały tu opisane obliczenia umożliwiające przedstawienie dużej liczby substancji zanieczyszczających tak, aby można było je porównać oraz zaklasyfikować do jednej z 7 kategorii problemów środowiskowych: toksyczność dla człowieka, globalne ocieplenie, toksyczność dla środowiska wodnego, zakwaszenie, eutrofizacja, zubożenie warstwy ozonowej oraz możliwość fotochemicznego wytwarzania ozonu. Wytyczna omawia również ocenę wykorzystania energii oraz wytwarzanie odpadów.

Wytyczna 4 opisuje sposoby interpretacji problemów środowiskowych wymienionych w wytycznej 3. Omawia ona szczegółowo sposób, w jaki można porównywać różne rodzaje wpływów wywieranych na środowisko oraz jak użytkownik może podjąć decyzję, co do wyboru alternatywy zapewniającej najwyższy ogólny poziom ochrony środowiska, jako całości.

Postępowanie zgodne z wytycznymi opisanymi w rozdziale w sprawie przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska powinno ułatwić użytkownikowi ustalenie, który z wariantów zapewni najwyższy poziom ochrony środowiska. Jednocześnie, postępowanie zgodne z opisanymi metodami umożliwia użytkownikowi przedstawienie logicznego uzasadnienia swego wyboru tak, aby w każdej chwili jego ustalenia mogły zostać poddane kontroli i zatwierdzone.

**Rozdział 3 – Metodologia kosztowa.** Dyrektywa wymaga, aby w procesie ustalania BAT zostało uwzględnione również oszacowanie kosztów i korzyści. Dla oszacowania kosztów w rozdziale 3 określono metodę kalkulacji kosztów. Przedstawiono kolejnych 5 wytycznych, umożliwiających użytkownikowi określenie kosztów w sposób przejrzysty tak, aby poszczególne warianty mogły być zatwierdzone, poddane kontroli i sprawiedliwie porównane.

Wytyczna 5 jest analogiczna do wytycznej 1 w zakresie przenoszenia zanieczyszczeń między komponentami środowiska, ponieważ na jej podstawie użytkownik ma ustalić zakres i zidentyfikować alternatywne techniki brane pod uwagę.

Wytyczna 6 określa działania, które użytkownik musi podjąć w celu zgromadzenia i zatwierdzenia danych dotyczących kosztów.

Wytyczna 7 nakłada na użytkownika obowiązek określenia, które z kosztów zostaną uwzględnione w ocenie. Będzie to wymagało ustalenia, które z kosztów są ponoszone w celach inwestycyjnych, a które są kosztami eksploatacyjnymi i kosztami utrzymania. Wytyczna ta zaleca rozbijanie kosztów na jak najbardziej szczegółowe pozycje w celu ułatwienia ich kontroli i zatwierdzania.

Wytyczna 8 określa działania, które użytkownik musi podjąć w celu przetworzenia i przedstawienia danych dotyczących kosztów. Metody zostały opisane z uwzględnieniem kursów walutowych, inflacji, dyskontowania oraz kalkulacji kosztów rocznych.

Wytyczna 9 omawia kwestię, które z kosztów należy przypisać ochronie środowiska.

**Rozdział 4 – Ocena rozwiązań alternatywnych.** W momencie, gdy zostały określone rodzaje wpływu na środowisko zgodnie z wytycznymi z rozdziału 2, a także oszacowane koszty zgodnie z wytycznymi z rozdziału 3, należy znaleźć sposób, w jaki mogą one zostać porównane. Niniejszy rozdział analizuje sposoby przedstawiania efektywności pod względem kosztów oraz sposoby oceniania korzyści dla środowiska, wynikających ze stosowania danej techniki. Może się to okazać użyteczne z uwagi na fakt, że umożliwia rozważenie kosztów stosowania danej techniki w kontekście korzyści, jakie przynosi ona środowisku. To z kolei może ułatwić podjęcie decyzji, co do tego, czy dana technika stanowi najbardziej opłacalne rozwiązanie z uwagi na korzyści dla środowiska.

**Rozdział 5 – Rentowność ekonomiczna w sektorze.** Zawarta w dyrektywie definicja najlepszej dostępnej techniki posługuje się określeniem „dostępny”, zgodnie z którym uznawane za BAT są techniki „o takim stopniu rozwoju, który pozwala na wdrożenie w danym sektorze przemysłu, zgodnie z istniejącymi warunkami ekonomicznymi i technicznymi”. Niniejszy rozdział określa ramy dla oceny rentowności ekonomicznej. W tych ramach elementami krytycznymi, które należy uwzględnić są „struktura sektora” przemysłu, „struktura rynku” oraz „prężność” danego sektora.

W przypadku, gdy zostanie ustalone, że wdrożenie zaproponowanych technik nie będzie stanowiło zagrożenia dla rentowności ekonomicznej sektora, lecz jednocześnie pozostaną wątpliwości, co do skutków ekonomicznych takiego działania, można przeprowadzić ocenę w celu przekonania się, czy skutków wdrożenia nie można złagodzić poprzez analizę „tempa wdrażania”.

Pomimo że ocena rentowności ekonomicznej stanowi nieodłączną część procesu określania BAT, szczegółowa analiza jest przewidziana tylko w wypadku zgłoszenia zastrzeżeń, według których dana technika (lub kombinacja technik) jest zbyt droga by zostać uznana za BAT. Tego typu zastrzeżenia najczęściej są formułowane przez zainteresowany sektor przemysłu i niniejszy rozdział ustala ramy dla przedstawiania tego typu sporów. Obowiązek dostarczenia dowodów w sporze spoczywa na stronie sprzeciwiającej się zastosowaniu proponowanej najlepszej dostępnej techniki.

**Załączniki** – Załączniki dostarczają danych oraz informacji, które mogą okazać się konieczne dla zastosowania metod opisanych w niniejszym dokumencie.

- załączniki 1 do 9 dostarczają informacji wspierających dokonanie oceny uwzględniającej kompleksowe traktowanie zanieczyszczeń
- w załączniku 10 znajduje się użyteczny wykaz źródeł europejskich wskaźników cen do wykorzystania przy oszacowywaniu kosztów
- w załączniku 11 znajduje się wykaz wskaźników finansowych pomocnych przy przeprowadzaniu oceny rentowności ekonomicznej
- załącznik 12 zawiera wykaz kosztów zewnętrznych dla niektórych substancji zanieczyszczających powietrze, pomocny w przeprowadzeniu opisanej w rozdziale 4 oceny rozwiązań alternatywnych
- załącznik 13 wymienia metody, wykorzystywane w niektórych Państwach Członkowskich w celu realizacji założeń dyrektywy
- załącznik 14 opisuje przykład prasy drukarskiej wykorzystany dla opracowania metodologii kompleksowego traktowania zanieczyszczeń
- załącznik 15 przytacza przykład redukcji NOX w miejskiej spalarni śmieci, aby zilustrować zastosowanie różnych metod opisanych w niniejszym dokumencie

Pomimo że metody opisane tutaj zostały uproszczone wszędzie tam, gdzie było to możliwe, przeprowadzanie oceny pozostaje procesem uciążliwym, który powinien być podejmowany wyłącznie w wypadkach pojawienia się istotnych wątpliwości i sporów na temat tego, czy proponowana technika (lub połączenie technik) jest BAT.

Metody przedstawione w dokumencie mają pomóc użytkownikowi w ocenie i ustaleniu zarówno środowiskowych jak i ekonomicznych konsekwencji zastosowania nowych technik w celu realizacji założeń dyrektywy IPPC. Podstawowym celem proponowanych metod jest przejrzystość, umożliwiającą kontrolę i zatwierdzenie procesu na każdym etapie. Zastosowanie metod pomoże użytkownikowi w osiągnięciu takiej przejrzystości. Metody same w sobie służą do podjęcia jednoznacznej decyzji, ale mogą wspierać ocenę ekspertów i stanowić logiczną podstawę ostatecznej decyzji.

WE inicjuje i wspiera, w ramach swoich programów w dziedzinie badań naukowych i rozwoju technologicznego, szereg projektów z zakresu czystych technologii, nowo powstałych technologii obróbki ścieków, recyklingu oraz strategii zarządzania. Najprawdopodobniej projekty te wniosą pozyteczny wkład w prace nad przyszłymi przeglądami dokumentów referencyjnych BREF. Z tego względu Czytelnicy są proszeni o informowanie Europejskiego Biura IPPC o wszelkich, mających znaczenie dla niniejszego dokumentu rezultatach badań (zob. także przedmowę do dokumentu).

# Wstęp

## 1. Status tego dokumentu

Jeśli nie zaznaczono inaczej, odniesienia do "Dyrektywy" w tym dokumencie oznaczają Dyrektywy Rady 96/61/WE w sprawie zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom i ich kontroli. Dokument ten, tak jak Dyrektywa, ma zastosowanie bez naruszania przepisów wspólnotowych dotyczących zdrowia i bezpieczeństwa w miejscu pracy.

Niniejszy dokument stanowi część z serii prezentującej wyniki wymiany informacji pomiędzy państwami członkowskimi UE a zainteresowanymi gałęziami przemysłu na temat najlepszych dostępnych technik (BAT), związanego z nimi monitorowania oraz ich zmian. Został on opublikowany przez Komisję Europejską na podstawie art.16 (2) Dyrektywy, a zatem musi być brany pod uwagę zgodnie z załącznikiem IV do Dyrektywy przy określaniu "najlepszych dostępnych technik".

## 2. Istotne zobowiązania prawne wynikające z Dyrektywy IPPC oraz definicja BAT

Aby ułatwić czytelnikowi zrozumienie kontekstu prawnego, w którym dokument ten został przygotowany, w przedmowie opisano niektóre najważniejsze postanowienia dyrektywy IPPC, w tym definicję terminu "najlepsze dostępne techniki". Opis ten jest niewątpliwie niepełny i ma wyłącznie charakter informacyjny. Nie ma on mocy prawnej i w żaden sposób nie zmienia ani nie narusza właściwych przepisów Dyrektywy.

Celem Dyrektywy jest osiągnięcie zintegrowanego zapobiegania i kontroli zanieczyszczeń wynikających z działalności wymienionych w załączniku I, prowadzącego do wysokiego poziomu ochrony środowiska, jako całości. Podstawa prawna Dyrektywy związana jest z ochroną środowiska. Jego realizacja powinna również uwzględniać inne cele Wspólnoty, takie jak konkurencyjność przemysłu wspólnotowego, czy wspieranie zrównoważonego rozwoju.

W szczególności, przewiduje stworzenie systemu pozwoleń dla pewnych kategorii instalacji przemysłowych, wymagając zarówno od prowadzących jak i regulatorów podjęcia zintegrowanego, ogólnego spojrzenia na zanieczyszczenia i potencjału danej instalacji. Ogólnym celem takiego zintegrowanego podejścia musi być poprawa zarządzania i kontroli procesów przemysłowych tak, aby zapewnić wysoki poziom ochrony środowiska, jako całości. Kluczowe znaczenie dla tego podejścia ma ogólna zasada zawarta w art. 3, mówiąca o tym, że prowadzący powinni podjąć wszystkie właściwe działania zapobiegające zanieczyszczeniom, w szczególności poprzez stosowanie najlepszych dostępnych technik umożliwiających im poprawę ochrony środowiska.

Określenie "najlepsze dostępne techniki" zostało zdefiniowane w art. 2 (11) Dyrektywy, jako "najbardziej skuteczne i zaawansowane stadium w rozwoju działań i metod działania, które wskazują na praktyczną przydatność poszczególnych technik, jako podstawy dla dopuszczalnych wartości emisji mających na celu zapobieganie i, jeżeli nie jest to możliwe, ogólne ograniczenie emisji i wpływu na środowisko, jako całości". Artykuł 2 (11) przechodzi do dalszego wyjaśnienia tej definicji w następujący sposób:

"techniki" obejmują zarówno stosowane technologie jak i sposób, w jaki dana instalacja jest projektowana, wykonywana, konserwowana, eksploatowana i wycofywana z eksploatacji;

"dostępne" techniki to takie, które są rozwinięte na skalę, która pozwala na wdrożenie w danym sektorze przemysłu, w warunkach ekonomicznej i technicznej opłacalności, biorąc pod uwagę koszty i korzyści, czy techniki te są niewykorzystywane lub produkowane w państwach członkowskich, tak długo, jak są one dostępne na rozsądnych zasadach dla prowadzącego;



"najlepsze" oznacza najskuteczniejsze w osiągnięciu wysokiego ogólnego poziomu ochrony środowiska, jako całości.

Ponadto, załącznik IV Dyrektywy zawiera wykaz "okoliczności, które należy uwzględnić, ogólnie lub w szczególnych przypadkach podczas określania najlepszych dostępnych technik, mając na uwadze możliwe koszty i korzyści z zastosowania środka oraz zasady ostrożności i zapobiegania". Okoliczności te obejmują informacje publikowane przez Komisję zgodnie z art. 16 (2).

Właściwe organy odpowiedzialne za wydawanie pozwoleń są zobowiązane do uwzględnienia ogólnych zasad określonych w artykule 3 przy ustalaniu warunków zezwolenia. Warunki te muszą obejmować graniczne wielkości emisji, uzupełnione lub zastąpione w stosownych przypadkach przez równoważne parametry lub środki techniczne. Zgodnie z art. 9 (4) Dyrektywy, te graniczne wartości emisji, równoważne parametry i środki techniczne muszą być oparte na najlepszych dostępnych technikach bez naruszania zgodności z normami, jakości środowiska, bez zalecania stosowania jakiegokolwiek techniki lub określonej technologii, ale przy uwzględnieniu właściwości technicznych danej instalacji, jej geograficznego położenia i lokalnych warunków środowiskowych. We wszystkich przypadkach, warunki pozwolenia muszą obejmować postanowienia dotyczące minimalizacji zanieczyszczeń o dużym zasięgu oraz zanieczyszczeń transgranicznych i muszą gwarantować wysoki poziom ochrony środowiska, jako całości.

Zgodnie z artykułem 11 Dyrektywy, państwa członkowskie mają obowiązek zapewnienia, że właściwe władze śledzą lub są informowane o zmianach w zakresie najlepszych dostępnych technik.

### **3. Cel niniejszego dokumentu**

Artykuł 16 (2) Dyrektywy zobowiązuje Komisję do organizowania "wymiany informacji pomiędzy państwami członkowskimi oraz zainteresowanymi gałęziami przemysłu na temat najlepszych dostępnych technik, związanego z nimi monitorowania oraz zmian w nich", a także publikowania wyników wymiany.

Cel wymiany informacji przedstawiono w motywie 25 Dyrektywy, który stanowi, że "opracowanie i wymiana informacji na poziomie wspólnotowym dotycząca najlepszych dostępnych technik, pomoże przywrócić równowagę technologiczną we Wspólnocie, będzie wspierać ogólnościatowe upowszechnianie wartości granicznych i technik stosowanych we Wspólnocie oraz pomoże Państwom Członkowskim w skutecznej implementacji niniejszej Dyrektywy".

Komisja (DG ds. Środowiska) utworzyła forum wymiany informacji (IEF), aby wspomóc pracę na podstawie art. 16 (2) oraz ustanowiono kilka technicznych grup roboczych pod auspicjami IEF. Zarówno Państwa Członkowskie jak i przemysł posiadają przedstawicieli w IEF, zgodnie z wymaganiami art. 16 (2).

Celem tej serii dokumentów jest wierne przedstawienie wymiany informacji, która miała miejsce zgodnie z art. 16 (2) oraz udzielanie informacji referencyjnej dla organów wydających pozwolenia, którą wezmą pod uwagę przy ustalaniu warunków pozwolenia. Poprzez zapewnienie odpowiednich informacji dotyczących najlepszych dostępnych technik, dokumenty te powinny spełniać rolę wartościowych narzędzi wpływających na działania proekologiczne.

### **4. Źródła informacji**

Niniejszy dokument stanowi zestawienie informacji z kilku źródeł, w tym w szczególności wiadomości opracowanych przez grupy utworzone w celu wspierania Komisji w jej pracach, poddane weryfikacji przez służby Komisji. Wyrażamy wdzięczność wszystkim, którzy wnieśli wkład.



## 5. Jak rozumieć i stosować niniejszy dokument

Informacje zawarte w niniejszym dokumencie mają być wykorzystane, jako wkład do określenia BAT. Podczas określania BAT i ustalania warunków pozwoleń opartych na BAT, należy zawsze brać pod uwagę ogólny cel, jakim jest osiągnięcie wysokiego poziomu ochrony środowiska, jako całości. Reszta tej sekcji opisuje rodzaj informacji, które są przedstawione w każdej sekcji dokumentu.

Rozdział 1 wyjaśnia kwestie, które poruszono w tym dokumencie oraz odnośniki do odpowiednich artykułów Dyrektywy.

Jednym z celów dyrektywy jest osiągnięcie wysokiego poziomu ochrony środowiska, jako całości. Jeżeli nie jest oczywiste, która alternatywa oferuje wyższy poziom ochrony, jakaś metoda porównania alternatyw byłaby przydatna. Rozdział 2 wyjaśnia, jak oceny skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska mogłyby być przeprowadzane w celu określenia, która z alternatyw mogłaby osiągnąć wyższy poziom ochrony. Dyrektywa wymaga również, że prawdopodobne koszty i korzyści techniki były brane pod uwagę przy określaniu BAT. Aby rozwiązać ten wymóg, Rozdział 3 opisuje etapy związane z przejrzystym gromadzeniem i manipulowaniem danymi o kosztach alternatywnych technik..

Rozdział 4 omawia sposoby oceny alternatyw i równoważenia poprawy stanu środowiska w stosunku do kosztów realizacji technik.

W ramach definicji "dostępne" dla BAT, istnieje wymóg, że *"techniki mają oznaczać te, które są rozwinięte na skalę umożliwiającą ich wdrożenie w danym sektorze przemysłu, w warunkach ekonomicznej i technicznej opłacalności"*. Rozdział 5 określa kluczowe zagadnienia, które należy uwzględnić podczas próby ustalenia, czy warunek ten jest spełniony.

Przydatne informacje i dane wspierające metodologie określone w tym dokumencie są przedstawione w załącznikach wraz z 2 przykładami demonstrującymi zastosowanie metodologii.

Ponieważ najlepsze dostępne techniki zmieniają się z upływem czasu i lepsze dane lub modele mogą być dostępne, dokument ten w razie potrzeby będzie analizowany i aktualizowany. Wszelkie uwagi i sugestie należy kierować do Europejskiego Biura IPPC w Instytucie Studiów Perspektyw Technologicznych pod następującym adresem:

Edificio EXPO, c/ Inca Garcilaso s/n, E-41092 Sevilla – Hiszpania  
Telefon: linia bezpośrednia (+34-95) 4488-284, centrala 4488-318. Fax: 4488-426.  
e-mail: [jrc-ipts-eippcb@ec.europa.eu](mailto:jrc-ipts-eippcb@ec.europa.eu)  
Internet: <http://eippcb.jrc.es>



---

**Dokument referencyjny na temat  
Aspektów ekonomicznych i Skutków przenoszenia  
zanieczyszczeń  
pomiędzy komponentami środowiska (podejście  
kompleksowe)**

<b>STRESZCZENIE .....</b>	<b>I</b>
<b>WSTĘP.....</b>	<b>V</b>
<b>ZAKRES .....</b>	<b>XIII</b>
<b>1 INFORMACJE OGÓLNE NA TEMAT ASPEKTÓW EKONOMICZNYCH I SKUTKÓW PRZENOSZENIA ZANIECZYSZCZEŃ POMIĘDZY KOMONENTAMI ŚRODOWISKA. 1</b>	
<b>2 WYTYCZNE CROSS-MEDIA .....</b>	<b>7</b>
2.1 Wprowadzenie .....	7
2.2 Techniki uproszczeń .....	9
2.3 Wytyczna 1 – Zakres i identyfikacja wariantów alternatywnych .....	12
2.4 Wytyczna 2 – Wykaz zużycia i emisji .....	13
2.4.1 Jakość danych .....	13
2.4.2 Energia (Elektryczność i Ciepło).....	14
2.4.2.1 Efektywność energetyczna .....	15
2.4.2.2 Energia elektryczna i ciepło zużyte w procesie .....	15
2.4.2.3 Europejska energia elektryczna i ciepło - łącznie .....	16
2.4.3 Odpady.. .....	17
2.5 Wytyczna 3 – Obliczanie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska .....	18
2.5.1 Toksyczność dla człowieka .....	20
2.5.1.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału toksyczności dla człowieka .....	20
2.5.1.2 Kwestie do rozważenia.....	21
2.5.2 Globalne ocieplenie .....	21
2.5.2.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału globalnego ocieplenia .....	22
2.5.2.2 Kwestie do rozważenia.....	22
2.5.3 Toksyczność w środowisku wodnym .....	23
2.5.3.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału toksyczności w środowisku wodnym .....	23
2.5.3.2 Kwestie do rozważenia.....	24
2.5.4 Zakwaszenie .....	24
2.5.4.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału zakwaszenia .....	25
2.5.4.2 Kwestie do rozważenia.....	25
2.5.5 Eutrofizacja .....	26
2.5.5.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału eutrofizacji .....	26
2.5.5.2 Kwestie do rozważenia.....	27
2.5.6 Zubożenie ozonu .....	27
2.5.6.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału zubożenia ozonu.....	27
2.5.6.2 Kwestie do rozważenia.....	28
2.5.7 Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu .....	28
2.5.7.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału fotochemicznego tworzenia ozonu .....	28
2.5.7.2 Kwestie do rozważenia.....	29
2.6 Wytyczna 4 – Interpretacja konfliktów skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska .....	29
2.6.1 Proste porównanie każdego z problemów środowiskowych .....	30
2.6.2 Normalizacja europejskich wielkości całkowitych.....	30
2.6.3 Normalizacja w stosunku do europejskiego rejestru emisji zanieczyszczeń .....	31
2.6.4 Badania przesiewowe lokalnych skutków dla środowiska .....	32
2.7 Wnioski na temat skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska ...	33
<b>3 METODOLOGIA KOSZTOWA .....</b>	<b>35</b>
3.1 Wytyczna 5 – Zakres i identyfikacja wariantów alternatywnych .....	36
3.2 Wytyczna 6 – Gromadzenie i walidacja danych kosztowych .....	37

---

3.2.1 Źródła danych kosztowych .....	37
3.2.2 Dokumentowanie niepewności danych .....	38
3.2.3 Podsumowanie Wytycznej 6 .....	38
3.3 Wytyczna 7 – Definiowanie składników kosztów .....	39
3.3.1 Lista kontrolna składników kosztów .....	39
3.3.2 Koszty, które muszą być zidentyfikowane oddzielnie .....	42
3.3.3 Czynniki skali dla zakładów .....	43
3.3.4 Podsumowanie Wytycznej 7 .....	44
3.4 Wytyczna 8 – Proces i przedstawienie danych kosztowych .....	44
3.4.1 Kurs wymiany .....	44
3.4.2 Inflacja 45	
3.4.2.1 Ustalenie cen w roku bazowym .....	45
3.4.2.2 Ceny rzeczywiste i nominalne .....	46
3.4.3 Dyskontowanie .....	48
3.4.3.1 Wartość bieżąca .....	48
3.4.3.2 Wartość bieżąca netto .....	48
3.4.3.3 Stopy dyskontowe i procentowe .....	49
3.4.4 Kalkulacja kosztów rocznych .....	50
3.4.5 Lokalizacja nowych zakładów .....	52
3.4.6 Inne sposoby przetwarzania danych kosztowych .....	52
3.4.7 Podsumowanie Wytycznej 8 .....	52
3.5 Wytyczna 9 – Przypisywanie kosztów do ochrony środowiska .....	52
<b>4 OCENA ROZWIĄZAŃ ALTERNATYWNYCH .....</b>	<b>55</b>
4.1 Analiza opłacalności .....	55
4.2 Rozkładanie kosztów pomiędzy zanieczyszczeniami .....	56
4.3 Bilansowanie kosztów i korzyści dla środowiska .....	56
4.3.1 Ceny referencyjne .....	57
4.3.2 Koszty zewnętrzne .....	65
4.3.3 Wniosek na temat oceny alternatyw .....	67
<b>5 RENTOWNOŚĆ EKONOMICZNA SEKTORA .....</b>	<b>69</b>
5.1 Wprowadzenie .....	69
5.2 Struktura Przemysłu .....	71
5.2.1 Opis struktury przemysłu .....	71
5.2.2 Przykłady struktur przemysłu .....	72
5.2.3 Wniosek na temat struktury przemysłu .....	72
5.3 Struktura rynku .....	72
5.3.1 Opis struktury rynku .....	72
5.3.1.1 Analiza rynku przy użyciu teorii pięciu sił Portera .....	73
5.3.2 Przykłady struktur rynku .....	75
5.3.3 Wniosek na temat struktury rynku .....	76
5.4 Prężność .....	76
5.4.1 Opis prężności .....	76
5.4.2 Przykłady prężności .....	78
5.4.3 Wniosek na temat prężności .....	79
5.5 Tempo wdrażania .....	80
5.5.1 Opis tempa wdrażania .....	80
5.5.2 Przykłady tempa wdrażania .....	81
5.5.3 Wniosek na temat tempa wdrażania .....	81
5.6 Wniosek na temat rentowności sektora .....	82
<b>6 UWAGI KOŃCOWE .....</b>	<b>83</b>
<b>ODNIESIENIA .....</b>	<b>87</b>
<b>SŁOWNICZEK .....</b>	<b>91</b>
<b>ZAŁĄCZNIKI .....</b>	<b>97</b>
<b>ZAŁĄCZNIK 1 - POTENCJAŁ TOKSYCZNOŚCI DLA CZŁOWIEKA .....</b>	<b>97</b>
<b>ZAŁĄCZNIK 2 – POTENCJAŁ GLOBALNEGO OCIEPLENIA .....</b>	<b>99</b>
<b>ZAŁĄCZNIK 3 – POTENCJAŁ TOKSYCZNOŚCI W ŚRODOWISKU WODNYM .....</b>	<b>102</b>
<b>ZAŁĄCZNIK 4 - POTENCJAŁ ZAKWASZENIA .....</b>	<b>109</b>

---

---

ZAŁĄCZNIK 5 - POTENCJAŁ EUTROFIZACJI .....	110
ZAŁĄCZNIK 6 - POTENCJAŁ ZUBOŻENIA OZONU .....	111
ZAŁĄCZNIK 7 - POTENCJAŁ FOTOCHEMICZNEGO TWORZENIA OZONU .....	114
ZAŁĄCZNIK 8 - ENERGIA EUROPEJSKA - ŁĄCZNIE.....	118
ZAŁĄCZNIK 9 - DYREKTYWA RADY (85/337/EWG).....	120
ZAŁĄCZNIK 10 - EUROPEJSKIE WSKAŹNIKI CEN .....	121
ZAŁĄCZNIK 11 – WSKAŹNIKI FINANSOWE .....	122
ZAŁĄCZNIK 12 - KOSZTY ZEWNĘTRZNE DLA NIEKTÓRYCH SUBSTANCJI ZANIECZYSZCZAJĄCYCH POWIETRZE .....	124
ZAŁĄCZNIK 13 - METODOLOGIE STOSOWANE W PAŃSTWACH CZŁONKOWSKICH..	130
ZAŁĄCZNIK 14 - PRZYKŁAD PRASY DRUKARSKIEJ.....	132
ZAŁĄCZNIK 15 - PRZYKŁAD REDUKCJI NO <sub>x</sub> W SPALARNI ODPADÓW KOMUNALNYCH .....	155

---

## Spis rysunków

Rysunek 1.1: Wytyczne dotyczące skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska .....	4
Rysunek 1.2: Metodologia kosztowa .....	5
Rysunek 1.3: Ocena rozwiązań alternatywnych .....	5
Rysunek 1.4: Rentowność ekonomiczna sektora.....	6
Rysunek 2.1: Schemat dla wytycznych dotyczących skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.....	8
Rysunek 3.1: Etapy metodologii kosztowej .....	35
Rysunek 4.1: Rozdział 4 Ocena rozwiązań alternatywnych.....	55
Rysunek 4.2: Proces podejmowania decyzji dla oceny opłacalności .....	61
Rysunek 4.3: Dane dotyczące opłacalności dla niektórych technik redukcji NOx.....	66
Rysunek 5.1: Ocena rentowności ekonomicznej dla sektora.....	70
Rysunek 5.2: Wahania cen niektórych produktów petrochemicznych .....	76
Równanie 3.1: Podejście 1 - Obliczanie całkowitego rocznego kosztu inwestycji .....	51
Równanie 3.2: Podejście 2 - Obliczanie całkowitego rocznego kosztu inwestycji .....	51

## Spis tabel

Tabela 2.1: Wykorzystane zasoby i emisje spowodowane przez proces, który wykorzystuje 10 GJ energii elektrycznej rocznie.....	16
Tabela 2.2: Europejskie ładunki całkowite .....	31
Tabela 4.1: Dane dotyczące emisji i zużycia dla dwóch wariantów technologii 1 i 2 .....	59
Tabela 4.2: Porównanie wariantów technologii 1 i 2 za pomocą kosztów alternatywnych .....	59
Tabela 4.3: Porównanie kosztów i korzyści .....	60
Tabela 4.4: Porównanie kosztów i korzyści .....	60
Tabela 4.5: Wybrane wartości odniesienia dla opłacalności krańcowej .....	61
Tabela 4.6: Ocena opłacalności dla technik redukcji NOx i SO2 w zakładach spalania we Flandrii przy użyciu indykatorywnych wartości odniesienia. ....	64
Tabela 5.1: Oszacowanie dodatkowych kosztów na tonę szkła opakowaniowego, jeśli technologia SCR jest zainstalowana dla kilku wartości przepływu gazu. ....	78
Tabela 5.2: Obliczanie kosztów realizacji niskopyłowego SCR i wysokopyłowego SCR w przemyśle cementowym. ....	79

## ZAKRES

Niniejszy dokument referencyjny na temat aspektów ekonomicznych i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, został opracowany w ramach Europejskiego Forum Wymiany Informacji IPPC - BAT. Metodologie określone w tym dokumencie mogą stanowić pomoc zarówno dla Technicznych Grup Roboczych (TWG) jak i dla autorów zezwoleń, rozważających konflikty środowiskowe i gospodarcze, które mogą wystąpić przy określaniu, które techniki realizować w ramach dyrektywy IPPC.

Techniczne Grupy Robocze mogą potrzebować rozwiązania tych konfliktów, przy ustalaniu najlepszych dostępnych technik (BAT) w BREF (Best Available Techniques Reference Document - Dokument Referencyjny na temat Najlepszych Dostępnych Technik). Autorzy Pozwoleń mogą także potrzebować rozwiązania niektórych konfliktów przy określaniu warunków pozwolenia IPPC dla indywidualnej instalacji, które musi być oparte na najlepszych dostępnych technikach BAT zgodnie z artykułem 9 (4) Dyrektywy. Opisane metodologie nadają spójną strukturę procesowi podejmowania decyzji oraz wyznaczają jasne i przejrzyste ramy dla podjęcia decyzji podczas równoważenia wpływów na środowisko w stosunku do kosztów. Choć metody przedstawione w niniejszym dokumencie służą przede wszystkim określeniu BAT na poziomie sektora (tj. w BREF), to sposoby mogą mieć pewne zastosowania na szczeblu lokalnym, choć należy zauważyć, że (a) Dyrektywa nie przewiduje jakichkolwiek testów rentowności na jakimkolwiek poziomie innym niż sektor przemysłu i (b) Dyrektywa wyraża jednoznacznie w motywie 18, iż zadaniem państw członkowskich jest określenie sposobu uwzględnienia właściwości technicznych instalacji, jej geograficznego położenia i jakichkolwiek warunków środowiskowych.

Niniejszy dokument odnosi się do kilku podstawowych zasad Dyrektywy:

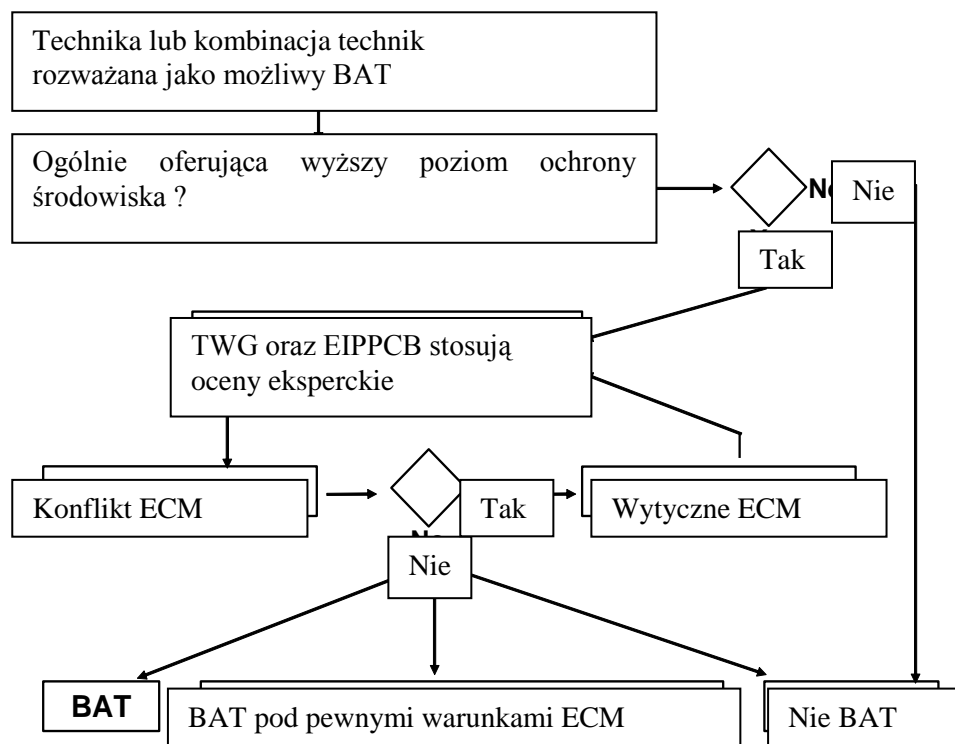
1. Ogólne informacje o aspektach ekonomicznych i skutkach przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska - Rozdział 1 omawia terminologię stosowaną w Dyrektywie. Wyjaśnia również kwestie, które poruszono w tym dokumencie. Mimo, że jest on przeznaczony, jako pomoc dla użytkownika, opis ten (co jest nieuniknione) jest niepełny i ma wyłącznie charakter informacyjny. Każda interpretacja jego zawartości nie ma mocy prawnej, a zawarte oświadczenia w żaden sposób nie zmieniają ani nie naruszają właściwych przepisów Dyrektywy. Istnieją pewne powtórzenia formy słownej wstępu w tym rozdziale, ale jest to niezbędne do wyjaśnienia pełnego tła dla rozwoju tego dokumentu.
2. Skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska - metodologia skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska jest określona w rozdziale 2, który pozwala użytkownikowi określić, która alternatywna technika lub techniki, które mogą być realizowane w ramach IPPC zapewnia najwyższy poziom ochrony środowiska, jako całości. Metodologia określa przejrzystą metodykę równoważenia kompromisów, które mogą być wykonane przy określaniu najlepszego wariantu dla środowiska.
3. Metodologia kosztowa - w wielu przypadkach technika, która zapewnia najwyższy poziom ochrony środowiska będzie BAT, ale Dyrektywa wymaga również, żeby rozważyć prawdopodobne koszty i korzyści wynikające z wdrożenia techniki. Rozdział 3 określa metodologię kosztową, która pozwoli użytkownikom i decydom na przejrzysty sposób opracować i przedstawić koszty wdrożenia danej techniki.
4. Ocena rozwiązań alternatywnych - Rozdział 4 dotyczy części metod, które można wykorzystać do zrównoważenia kosztów ekonomicznych w stosunku do korzyści dla środowiska. Korzysta on z informacji zebranych w dwóch poprzednich rozdziałach i pozwala na porównanie alternatywnych technik, które dostarczają różnych korzyści dla środowiska i które mają różne koszty.



5. Rentowność ekonomiczna - Rozdział 5 omawia wymóg Dyrektywy mający na celu zapewnienie, że którakolwiek technika określona, jako BAT nie podważa rentowności sektora przemysłowego poprzez zastosowania tej techniki, czy tych technik. Ten rozdział ma zastosowanie jedynie do określenia BAT (nie dla indywidualnej instalacji) oraz określa ramy, w których można oszacować rentowność.

Załączniki zawierają dane i informacje, które mogą być przydatne podczas przeprowadzania szacunków opisanych w tym dokumencie.

Przewiduje się, że te metodologie będą stosowane tylko w tych przypadkach, gdzie z pierwszych rozważań nie wynika, który wariant jest najlepszy. **Tam gdzie wniosek jest oczywisty lub gdzie istnieje powszechna zgoda, co do tego, która alternatywa jest preferowanym wariantem dla realizacji, wtedy nie będzie potrzeby stosowania określonych tutaj metodologii.**



Rola wytycznych ECM w określaniu BAT na poziomie BREF sektora

## 1 INFORMACJE OGÓLNE NA TEMAT ASPEKTÓW EKONOMICZNYCH I SKUTKÓW PRZENOSZENIA ZANIECZYSZCZEŃ POMIĘDZY KOMPONENTAMI ŚRODOWISKA

Ten rozdział wyjaśnia tło niniejszego dokumentu referencyjnego na temat aspektów ekonomicznych i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska i wyjaśnia powiązania z odpowiednimi artykułami Dyrektywy. Tekst z Dyrektywy przedstawiono kursywą w polach poniżej.

Cel i zakres Dyrektywy IPPC są określone w art. 1.

### **Artykuł 1** **Cel i zakres**

*Celem niniejszej dyrektywy jest osiągnięcie zintegrowanego zapobiegania zanieczyszczeniom środowiska naturalnego i ich kontroli, powodowanych przez rodzaje działalności, wymienione w załączniku I. Określa ona środki mające na celu zapobieganie oraz, w przypadku braku takiej możliwości, zmniejszenie emisji do powietrza, środowiska wodnego i gleby, na skutek wspomnianych powyżej działań, łącznie ze środkami dotyczącymi odpadów, w celu osiągnięcia wysokiego poziomu ochrony środowiska naturalnego, jako całości, bez uszczerbku dla przepisów Dyrektywy 85/337/EWG i innych odpowiednich przepisów wspólnotowych (27 czerwca 1985 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne) i innych odpowiednich przepisów wspólnotowych.*

Aby osiągnąć ten cel, procesy przemysłowe, które wchodzą w zakres załącznika I Dyrektywy wymagają zezwolenia na podstawie „najlepszych dostępnych technik” (BAT).

Definicja BAT jest podana w art. 2.

### **Artykuł 2** **Definicje**

*Do celów niniejszej Dyrektywy:*

**„najlepsze dostępne techniki”** to najbardziej efektywny i zaawansowany etap rozwoju i metod prowadzenia danej działalności, który wskazuje możliwe wykorzystanie poszczególnych technik, jako podstawy dla dopuszczalnych wartości emisji, mający na celu zapobieganie powstawaniu, a jeżeli nie jest to możliwe, ogólne ograniczenie emisji *i oddziaływania na środowisko naturalne, jako całość:*

- **„techniki”** obejmują zarówno stosowane technologie jak i sposób, w jaki dana instalacja jest projektowana, wykonywana, konserwowana, eksploatowana i wycofywana z eksploatacji

- **„dostępne”** techniki to techniki o takim stopniu rozwoju, który pozwala na wdrożenie w danym sektorze przemysłu, zgodnie z istniejącymi warunkami ekonomicznymi i technicznymi, z uwzględnieniem kosztów i korzyści, nawet jeżeli techniki te nie są wykorzystywane lub opracowane w danym Państwie Członkowskim, o ile są one dostępne dla prowadzącego daną działalność,

- **„najlepsze”** oznacza najbardziej efektywną technikę w osiąganiu wysokiego ogólnego poziomu ochrony środowiska naturalnego, jako całości.

Przy określaniu najlepszych dostępnych technik, szczególną uwagę należy zwrócić na pozycje wymienione w załączniku IV;

Pozycje wymienione w załączniku IV Dyrektywy, są określone na następnej stronie.

#### **Załącznik IV**

*Okoliczności, które należy uwzględnić, ogólnie lub w szczególnych przypadkach, przy ustalaniu najlepszych dostępnych technik określonych w art. 2 ust. 11, mając na uwadze możliwe koszty i korzyści z zastosowania środka oraz zasady ostrożności i zapobiegania:*

- 1. Wykorzystanie technologii o niskiej ilości odpadów;*
- 2. Wykorzystanie substancji mniej niebezpiecznych;*
- 3. Zwiększanie odzysku i recyklingu substancji wytwarzanych i wykorzystywanych w procesie oraz odpadów, w stosownych przypadkach;*
- 4. Porównywalne procesy, urządzenia lub metody działania, które zostały wypróbowane i odniosły sukces na skalę przemysłową;*
- 5. Postęp technologiczny i rozwój wiedzy;*
- 6. Charakter, skutki i wielkość danych emisji;*
- 7. Terminy przekazania do eksploatacji nowych lub istniejących instalacji;*
- 8. Czas potrzebny do wprowadzenia najlepszych dostępnych technik;*
- 9. Zużycie i właściwości surowców (łącznie z wodą) wykorzystywanych w procesie oraz ich wydajność energetyczna;*
- 10. Potrzeba zapobiegania lub ograniczania do minimum całkowitego wpływu emisji na środowisko naturalne oraz związanych z tym zagrożeń;*
- 11. Potrzeba zapobiegania wypadkom oraz minimalizowania skutków dla środowiska naturalnego;*
- 12. Informacje publikowane przez Komisję na mocy art. 16 ust. 2 lub przez organizacje międzynarodowe.*

W ramach wymiany informacji zorganizowanej na mocy artykułu 16 Dyrektywy, BAT są określone w sensie ogólnym z wkładem przede wszystkim od zainteresowanych stron w Europie. Wyniki wymiany informacji włączone są w szereg dokumentów referencyjnych najlepszych dostępnych technik, BREF. Każdy BREF jest rozwijany wraz z techniczną grupą roboczą (TWG). Wnioski dotyczące BAT w sensie ogólnym w BREF, służą, jako punkt odniesienia przy określaniu warunków pozwoleń opartych o BAT lub w celu ustanowienia ogólnie wiążących zasad zgodnie z art. 9 (8).

W określaniu BAT może zaistnieć potrzeba zadecydowania, która technika oferuje lepszą efektywność w ochronie środowiska w kontekście procesu przemysłowego. W związku z tym mogą pojawić się kompromisy, w związku, z którymi trzeba będzie dokonać wyborów pomiędzy usuwaniem zanieczyszczeń do różnych komponentów środowiska lub pomiędzy różnymi rodzajami emisji do tego samego komponentu środowiska. Na przykład, używając wody w procesach ograniczających emisję

do powietrza, transferuje to zanieczyszczenie z powietrza do wody i powoduje zużycie wody i energii w procesie oczyszczania. To zużycie energii prowadzi w sposób pośredni do dodatkowych emisji do powietrza w tym samym elemencie (powietrze). Rozdział 2 niniejszego dokumentu określa metodologię „skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska”, aby pomóc rozwiązać te kompromisy i określić, które rozwiązania alternatywne oferują najwyższy poziom ochrony środowiska, jako całości.

Artykuł 9 (4) wymaga, aby pozwolenia były wydawane w oparciu o BAT, ale biorąc pod uwagę właściwości techniczne danej instalacji, jej geograficzne położenie i lokalne warunki środowiskowe. Ponadto motyw 18 pozostawia w gestii państw członkowskich określenie, w jaki sposób w stosownych przypadkach wziąć pod uwagę te warunki lokalne. Tam gdzie istnieje potrzeba określenia, który wariant zapewnia wyższy poziom ochrony środowiska, wtedy dla takich lokalnych sytuacji wyszczególnione tutaj metodologie „skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska”, również mogą pomóc w takim określaniu. Elementy metodologii, które mogą być przydatne w sytuacji lokalnej są omówione bardziej szczegółowo w tekście.

Artykuł 10 Dyrektywy stanowi, że w celu zapewnienia przestrzegania norm jakości środowiska, mogą być wymagane warunki bardziej restrykcyjne niż BAT.

### **Artykuł 10**

#### ***Najlepsze dostępne techniki oraz normy jakości środowiska***

*W pozwoleniu wymaga się dodatkowych środków, w szczególności w przypadku, gdy norma jakości środowiska narzuca bardziej rygorystyczne warunki, niż te osiągnięte przez zastosowanie najlepszych dostępnych technik, bez uszczerbku dla innych środków, które mogą zostać podjęte w celu spełnienia norm jakości środowiska.*

Niektóre narzędzia badawcze (przesiewowe), które mogą być używane do określenia, które emisje należy ocenić w sposób bardziej szczegółowy w lokalnej sytuacji, są opisane w sekcji 2.6.4. Jeśli badania zidentyfikują zanieczyszczenie, jako powód do obaw, wtedy może być konieczne opracowanie modelu wpływu bardziej szczegółowo i wzięcie pod uwagę konkretnych problemów lokalnych, takich jak panujące warunki pogodowe, rozcieńczania, topografia i interakcja z innymi lokalnymi źródłami zanieczyszczeń. Nawet posiadając te narzędzia badawcze, mogą okazać się konieczne konsultacje z lokalnymi organami zezwalającymi, ponieważ mogą istnieć specyficzne lokalne obawy, które nie są tutaj uwzględnione.

Definicja „dostępne” w BAT wymaga, aby uwzględniać koszty i zalety stosowania danej techniki. Rozdział 3 określa metodologię kosztową tak, aby można było sprawiedliwie porównać koszty branych pod uwagę wariantów alternatywnych. Ważne jest, aby koszty te były przedstawiane i traktowane w sposób przejrzysty tak, aby nie było zakłóceń wprowadzanych do oceny. Dyrektywa odnosi się do korzyści i zalet. W ramach niniejszego dokumentu pojęcie „korzyści” jest używane w odniesieniu do korzyści lub zalet, o których mowa w Dyrektywie.

Gdy skutki dla środowiska i koszty wdrożenia zostały już ustalone, należy znaleźć metodę równoważenia tych dwóch kwestii. Rozdział 4 omawia metodologię, które można wykorzystać, aby zrównoważyć skutki techniki dla środowiska w stosunku do kosztów wdrożenia.

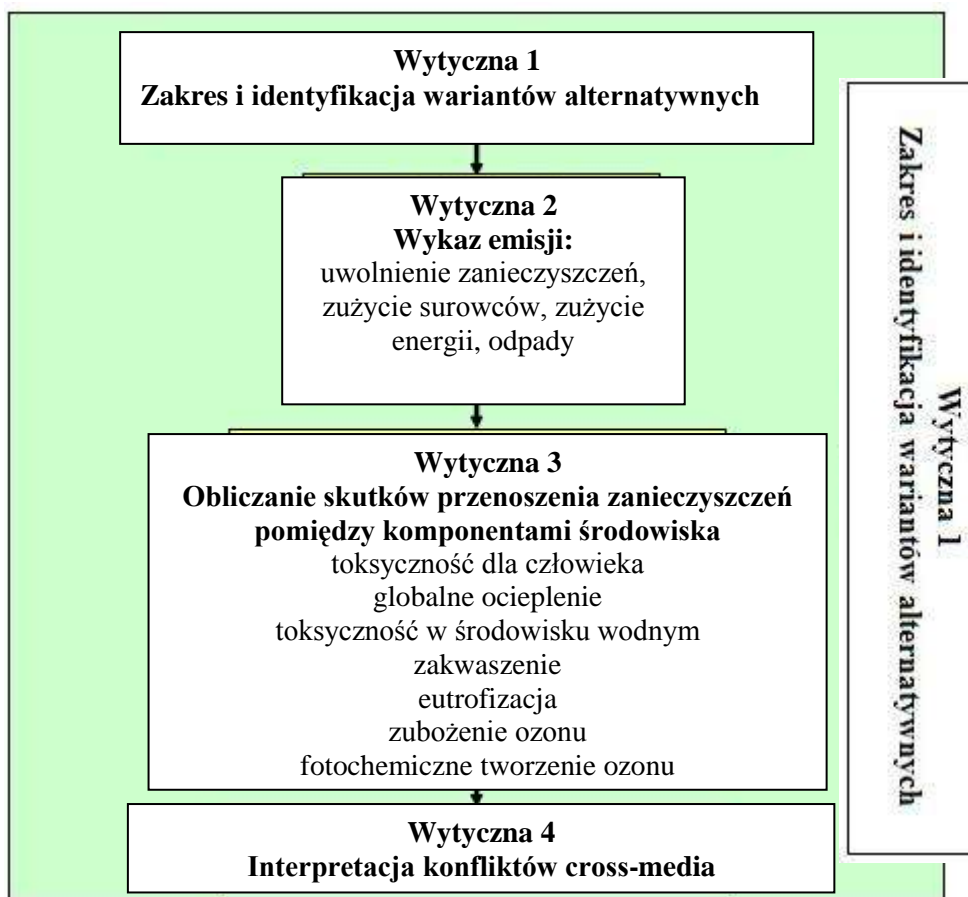
Również w ramach definicji „dostępne” w BAT istnieje wymóg, mówiący o tym, że technika może być wdrażana „w uzasadnionych ekonomicznie i technicznie warunkach”. Rozdział 5 omawia decydujące czynniki dla określenia rentowności techniki, które przyczyniają się do struktury debaty na temat rentowności ekonomicznej, która może być wymagana przy określaniu BAT. Ten rozdział ma zastosowanie tylko przy określaniu BAT, Dyrektywa nie przewiduje badania rentowności w sytuacji lokalnej.

Załączniki dostarczają danych dla realizacji różnych szacunków i inne materiały źródłowe, które mogą być potrzebne do oceny.

Wszystkie metodologie opisane w niniejszym dokumencie zostały opracowane, jako praktyczne narzędzia wspomagające proces podejmowania decyzji, który nieuchronnie włączy ekspertyzy. Niemniej jednak przeprowadzenie oceny zajmuje dużo czasu, wymaga zasobów i wiedzy, często również będzie występować konieczność stosowania pragmatyzmu przy podejmowaniu

decyzji. Przewiduje się, że metodologie te będą wykorzystywane wyłącznie w przypadkach, gdy brak jest wyraźnych preferencji lub gdy istnieje spór na temat tego, która technika jest optymalnym wyborem. Jeśli na jakimkolwiek etapie, istnieje ogólna zgoda, że technika lub kombinacja technik jest BAT bez potrzeby dalszej oceny, wtedy nie ma potrzeby stosowania wszystkich określonych tutaj metodologii, aby to udowodnić, po prostu wystarczy zawrzeć uzasadnienie dla decyzji. Test ten potwierdza swoją prawdziwość w całym niniejszym dokumencie, czy to dla oceny skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, metodologii kosztowej czy dla określenia rentowności w sektorze.

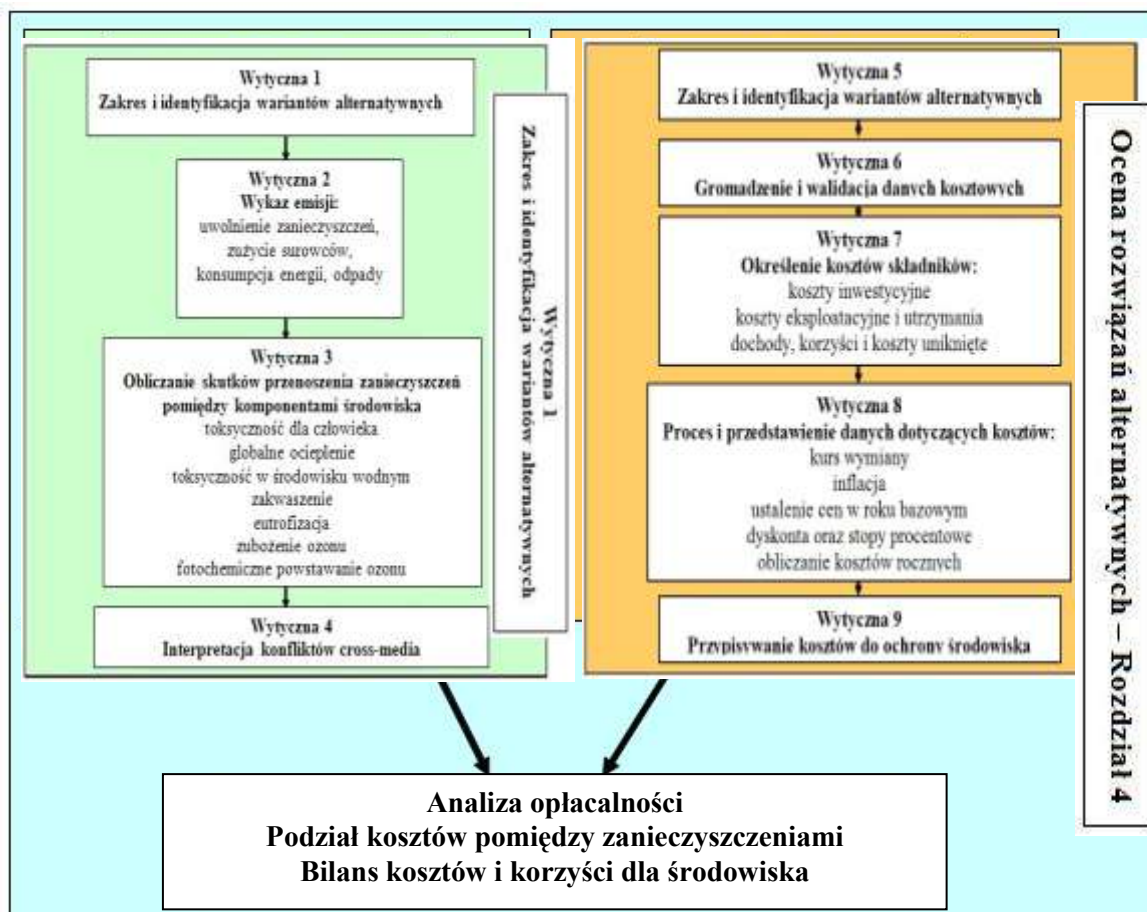
Metodologie opisane w tym dokumencie pokazano schematycznie poniżej. Jeśli stosuje się wszystkie metodologie to logiczna kolejność postępowania jest następująca: 1) metodologie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska są opisane, jako wytyczne na rysunku 1.1, 2) metodologia kosztowa, rysunek 1.2, 3) ocena wariantów alternatywnych, rysunek 1.3 oraz 4) omówienie rentowności w sektorze, rysunek 1.4. Jak wspomniano wcześniej, jeśli w dowolnym momencie odpowiedź staje się oczywista, wtedy nie będzie potrzeby stosowania określonych tutaj metodologii, użytkownik powinien po prostu zawrzeć uzasadnienie i dokonać ustalenia. Mogą wystąpić przypadki, w których użytkownik musi tylko ustanowić jeden lub drugi aspekt ustalenia. Na przykład, jeśli korzyści techniki dla środowiska są dobrze znane, wtedy metodologia kosztowa może zostać użyta oddzielnie w celu określenia kosztów bez uciekania się do pełnej metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska. Aby metodologie te uczynić elastycznymi w możliwie największym stopniu, zostały one opracowane modułowo i mogą być używane niezależnie.



Rysunek 1.1: Wytyczne dotyczące skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

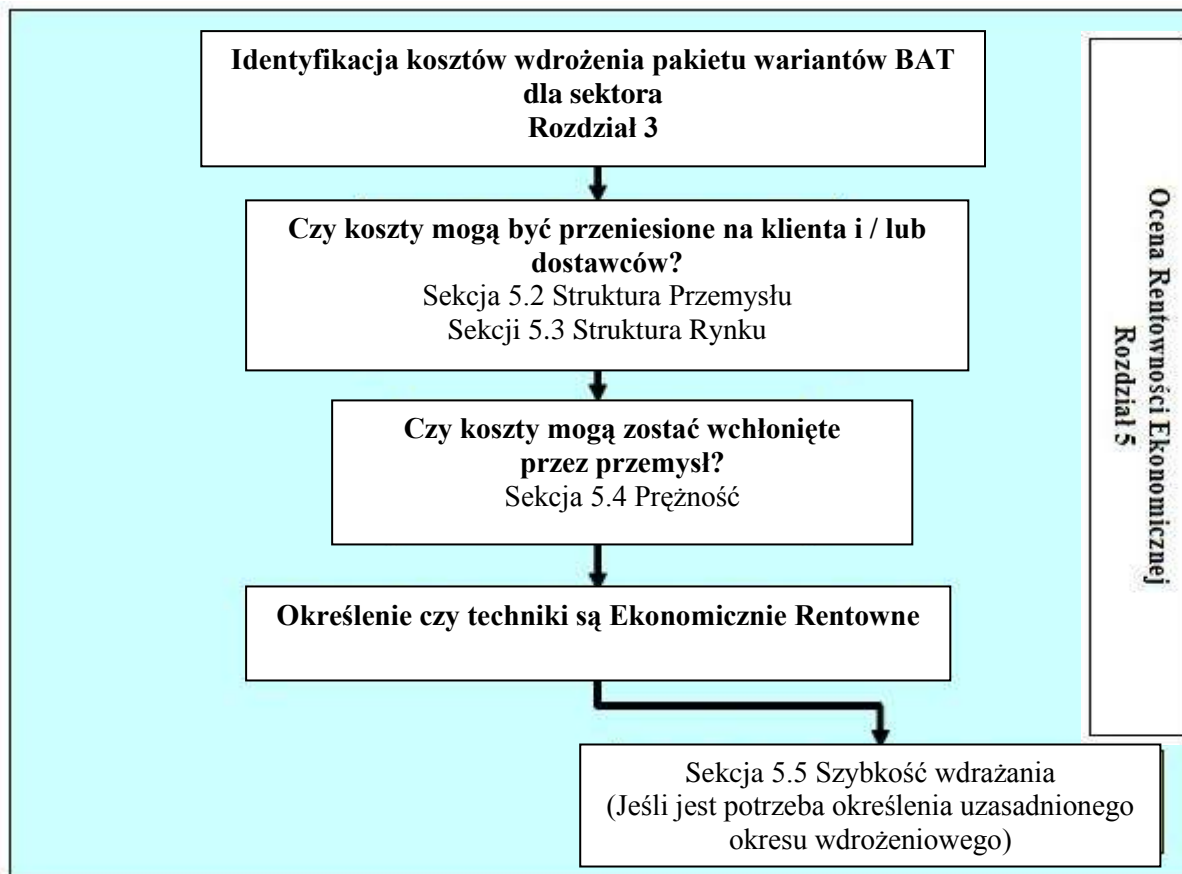


Rysunek 1.2: Metodologia kosztowa



Rysunek 1.3: Ocena rozwiązań alternatywnych





Rysunek 1.4: Rentowność ekonomiczna sektora



## 2 WYTYCZNE CROSS-MEDIA

### 2.1 Wprowadzenie

Działanie każdego procesu IPPC ze swej natury będzie miało wpływ na środowisko. Aby spełnić wymagania Dyrektywy, należy zapobiegać tym wpływom lub, gdy nie jest to możliwe, powinny być one ograniczone do minimum w celu zapewnienia wysokiego poziomu ochrony środowiska, jako całości. Gdy istnieją alternatywne techniki, które mogą być wdrażane dla procesu IPPC i istnieje możliwość wyboru, co do tego, gdzie usunąć powstające zanieczyszczenie, wtedy powinien być wybrany wariant najmniej szkodliwy dla środowiska. Określenie, który wariant jest najmniej szkodliwy dla środowiska nie zawsze jest łatwe. Być może trzeba będzie sięgnąć po kompromis przy podejmowaniu decyzji, co do tego, która technika jest najlepszym wariantem.

Termin „skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska” (cross media effect) jest używany w tym dokumencie w odniesieniu do skutków środowiskowych rozpatrywanych wariantów. Wybieranie między alternatywnymi wariantami może wymagać dokonania wyboru między uwolnieniem różnych zanieczyszczeń w tym samym elemencie środowiska (np. różne warianty technologiczne mogą uwalniać różne substancje zanieczyszczające powietrze). W innych przypadkach może istnieć wybór pomiędzy uwalnianiem do różnych komponentów środowiska (np. używając wody do oczyszczania emisji do powietrza tworząc w ten sposób ścieki lub filtrując odprowadzenie wody w celu produkcji odpadów stałych).

Podczas określania BAT, większość napotkanych konfliktów skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, powinna być stosunkowo prosta do zrozumienia i łatwo będzie podjąć decyzję. W innych przypadkach, kompromisy będą bardziej skomplikowane. Celem opisanej poniżej metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska jest zapewnienie wskazówek, jak wybrać najlepszy wariant dla środowiska w tych bardziej skomplikowanych przypadkach. Wdrożenie metodologii powinno przyczynić się do wyjaśnienia procesu podejmowania decyzji i zapewnienia, że wszelkie wnioski są określane w sposób spójny i przejrzysty.

Metodologia oparta jest na pracy wykonanej przez Techniczną Grupę Roboczą IPPC nt. aspektów ekonomicznych i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, przedstawionej w dokumencie „Cross-Media Methodology for BAT Purposes” [26, Breedveld, et al., 2002]. Metodologia, jak opisano to tutaj jest okrojona wersją Life Cycle Analysis - LCA (Analiza Cyklu Życia), która została tak dostosowana, że ocena jest zawężona do granic procesu IPPC. Należy pamiętać, że terminy użyte w niniejszym dokumencie nie są w pełni zgodne z terminologią stosowaną w normach serii ISO 14040 dla LCA.

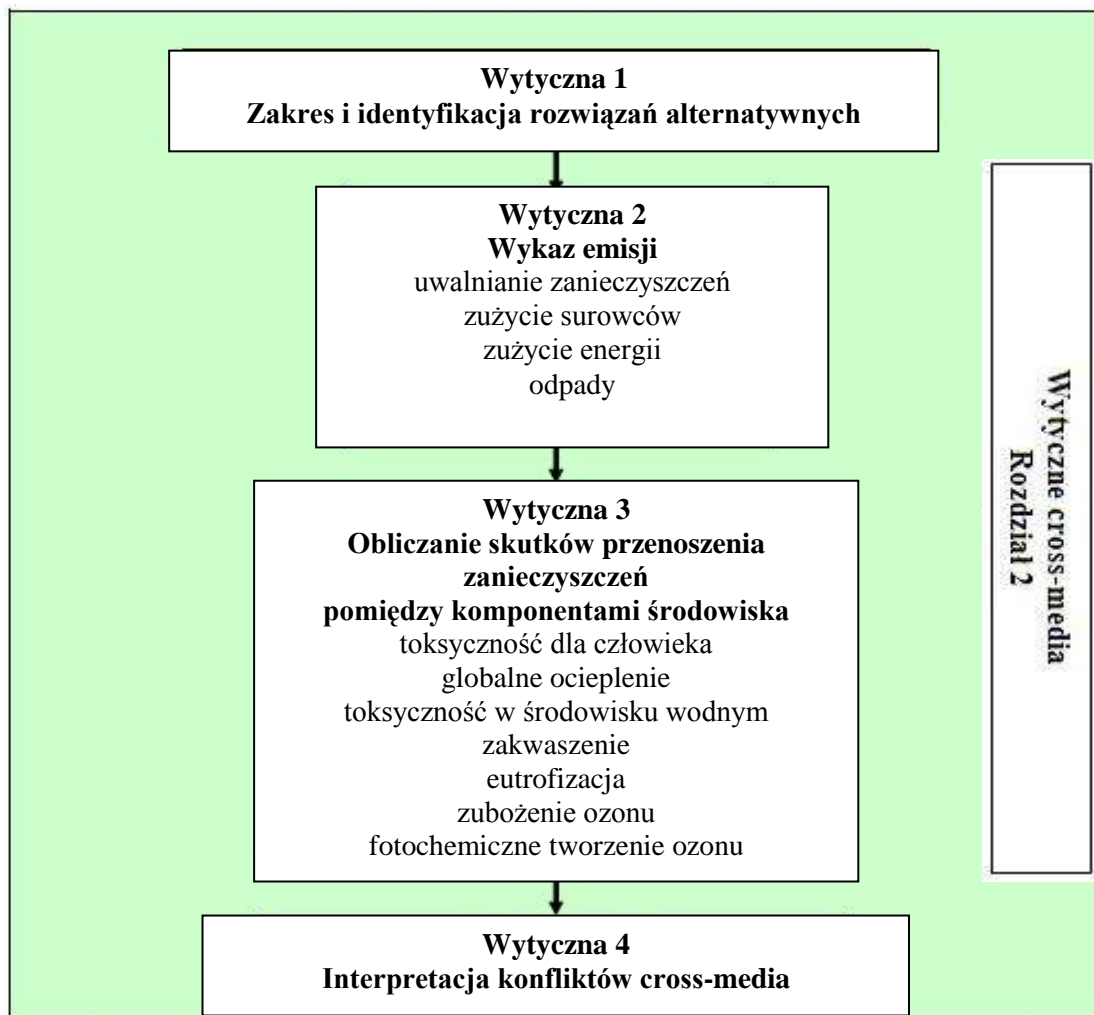
Aby ocenić skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, opisano techniki, które pozwalają na sporządzenie inwentaryzacji emisji z procesu. Po opracowaniu inwentaryzacji, można tworzyć dane w celu ustalenia wpływu rozpatrywanych alternatywnych technik na środowisko. Te oddziaływania na środowisko mogą być porównywane, w celu określenia najmniej szkodliwego wariantu dla środowiska.

Terminy „emisje” oraz „zużycie” są używane w całym niniejszym dokumencie, dla całego zakresu skutków dla środowiska, w tym emisji (uwalniania, takiego jak emisje do powietrza, odprowadzanie ścieków, odpady, itp.) oraz zużycia zasobów przez proces, takich jak energia, woda i surowce.

Podejście opisane tutaj może być również wykorzystane przy ustalaniu warunków pozwolenia dla poszczególnych instalacji, jednak wymagane metody i stopnie szczegółowości mogą się znacząco różnić. Metodologia skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska nie odnosi się do lokalnego wpływu na środowisko, niemniej w Sekcji 2.6.4 omówione są niektóre narzędzia badawcze, pomagające w identyfikacji zanieczyszczeń, które

mogą powodować największe obawy w warunkach lokalnych. W wielu przypadkach może istnieć konieczność przeprowadzenia szczegółowego modelowania losu i działania poszczególnych zanieczyszczeń zidentyfikowanych za pomocą tego narzędzia badawczego.

Rysunek 2.1 przedstawia kroki uwzględnione w metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.



Rysunek 2.1: Schemat dla wytycznych dotyczących skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

**Uwaga - Jeśli w którymś momencie są wystarczające informacje, aby dojść do konkluzji, to użytkownik powinien zatrzymać się w tym miejscu i przedstawić uzasadnienie dla decyzji**

Metodologia skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska składa się z czterech kroków:

1. Wytyczna 1 - Zakres i identyfikacja wariantów alternatywnych: pierwszym krokiem w procesie jest ustalenie zakresu i identyfikacja alternatywnych rozwiązań, które są dostępne i które mogą być wdrożone. Na tym etapie muszą być ustalone granice oceny, standardowo przewidując, że ocena będzie zawężona do granicy procesu IPPC.

Jeśli w tym momencie są wystarczające informacje, aby dojść do konkluzji, to użytkownik powinien zatrzymać się w tym miejscu i przedstawić uzasadnienie dla decyzji.

2. Wytyczna 2 - Wykaz emisji: krok ten wymaga od użytkownika ustanowienia wykazu emisji dla każdego rozpatrywanego wariantu alternatywnego.

Jeśli w tym momencie są wystarczające informacje, aby dojść do konkluzji, to użytkownik powinien zatrzymać się w tym miejscu i przedstawić uzasadnienie dla decyzji.

3. Wytyczna 3 - Obliczanie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska: krok ten pozwala użytkownikowi wyrazić potencjalny wpływ na środowisko przewidywany z każdego z zanieczyszczeń, w ramach siedmiu problemów środowiskowych (np. toksyczność dla człowieka, globalne ocieplenie, toksyczność w środowisku wodnym, itp.). To zaś umożliwia porównywanie wielu zanieczyszczeń w sposób bezpośredni lub po ich skupieniu wyrażenie jako efekt całkowity.

Opisane są dwa podejścia, które pozwalają na wyrażenie emisji masy poszczególnych zanieczyszczeń, jako skutek ekwiwalentny (np. Potencjał Globalnego Ocieplenia szerokiej gamy gazów cieplarnianych może być wyrażany w kg ekwiwalentu CO<sub>2</sub>). Pozwala to na zsumowanie poszczególnych zanieczyszczeń i wyrażenie ich, jako całkowity potencjalny efekt w ramach każdego z siedmiu problemów środowiskowych. Wtedy użytkownik może być w stanie porównać alternatywy, aby ocenić, który wariant ma potencjalnie najniższy wpływ w każdym problemie.

Jeśli w tym momencie są wystarczające informacje, aby dojść do konkluzji, to użytkownik powinien zatrzymać się w tym miejscu i przedstawić uzasadnienie dla decyzji.

4. **Interpretacja konfliktów dotyczących skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska:** ten ostatni krok w wytycznych dotyczących skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska omawia, w jaki sposób użytkownik może interpretować, który z alternatywnych wariantów oferuje najwyższy poziom ochrony środowiska. Omawiane są różne podejścia do porównywania wyników ocen skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

Stopień niepewności w podstawowych danych zebranych dla wytycznych 1 i 2 jest stosunkowo niski w porównaniu do niepewności, jakie wprowadza zastosowanie wytycznych 3 i 4.

Przy opracowywaniu propozycji IPPC, może pojawić się równolegle obowiązek przeprowadzenia oceny oddziaływania na środowisko w celu zapewnienia zgodności z wymogami Dyrektywy 85/337/EWG w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne (Dyrektywa EIA - OOS) [19, Komisja Europejska, 1985]. Niektóre z procedur określone w metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska i opisane w niniejszym dokumencie wymagają podstawowych informacji, podobnych do tych, które muszą być gromadzone w celu spełnienia wymagań dyrektywy OOS. Niektóre z tych podstawowych informacji, mogą więc wspierać oba cele (informacja, która musi być dostarczona do załącznika III Dyrektywy OOS jest wymieniona w załączniku 9 niniejszego dokumentu).

## 2.2 Techniki uproszczeń

Metodologia skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska powinna być wystarczająca do podjęcia decyzji w większości przypadków, jednak nie można przyjąć trybu nakazowego przy wprowadzaniu rozwiązań w przypadku, który może okazać się bardzo złożony. Aby zapewnić, że metodologia ta jest praktyczna i użyteczna w możliwie najwyższym stopniu, konieczne było uproszczenie niektórych czynności, które muszą być przestrzegane przy jej stosowaniu. Użytkownicy muszą być świadomi tych uproszczeń i

pamiętać, że w pewnych okolicznościach, pojawi się potrzeba wzięcia pod uwagę szerszych zagadnień niż tylko tych, które znajdują się tutaj. Ze względu na te ograniczenia, użytkownicy będą musieli zaakceptować fakt, że od czasu do czasu znajdzie potrzeba poświęcenia większej uwagi opiniom ekspertów w procesie oceny. Niemniej, stosując pełną metodologię, jej część lub podczas korzystania z opinii ekspertów, ostateczna decyzja zawsze musi być uzasadniona w celu utrzymania przejrzystości w procesie podejmowania decyzji.

Techniki uproszczeń stosowane w metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska to:

### Techniki uproszczeń

- **Określenie granic systemu** - Granice określone dla oceny powinny być ograniczone do granic określonych dla instalacji w Dyrektywie IPPC. Instalacja jest zdefiniowana w Dyrektywie jako:

*„.....Instalacja oznacza stacjonarną jednostkę techniczną, w której prowadzona jest jedna lub większa ilość działalności wymienionych w załączniku I oraz wszystkie inne bezpośrednio związane działania, które mają techniczny związek z działalnością prowadzoną w tym miejscu, i które mogłyby mieć wpływ na emisje i zanieczyszczenie”.*

Nie przewiduje się rozszerzenia tej metodologii poza granice instalacji, ale pojawiają się sytuacje, w których procesy poprzedzające i późniejsze mogą mieć znaczący wpływ na efektywność ochrony środowiska wariantów. Poszerzenie oceny dla takich przypadków może być właściwym posunięciem, ale może się to zdarzyć tylko w wyjątkowych okolicznościach. Jeżeli ocena zostanie przedłużona, wtedy podjęta decyzja musi zostać uzasadniona w każdym indywidualnym przypadku. Energią i odpadami na przykład, można zająć się w granicach instalacji, ale tylko w ogólny sposób. W szczególnym przypadku, może zostać podjęta decyzja o ocenie wpływu zużycia energii i / lub przetwarzania odpadów lub unieszkodliwiania w sposób bardziej szczegółowy.

- **Akceptując oczywiste wnioski** – Jeśli w dowolnym momencie przy zastosowaniu metodologii decyzja staje się oczywista, wtedy proces może zostać zatrzymany w tym punkcie, bez konieczności podejmowania dalszych czynności. Następnie użytkownik musi zawrzeć uzasadnienie podjętej na tym etapie decyzji.
- **Wykluczenie wspólnych czynników z oceny** skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska - W czasie ustalania zakresu i identyfikacji wariantów, może nadarzyć się okazja do wyłączenia wspólnych czynników (na przykład, może nastąpić ewentualne wyłączenie zużycia energii, niektórych emisji lub zużycie surowców, jeśli alternatywy mają takie same wartości w tych aspektach). Ważne jest, aby pamiętać, że wszelkie kwestie wyłączone z oceny skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska mogą okazać się ważne w późniejszym procesie oceny (np. w przypadku stosowania metodologii kosztowej), tak więc dla przejrzystości, jakiegokolwiek wspólne czynniki, które są wykluczone powinny być jasno przedstawione podczas ustalania zakresu oraz identyfikowania wariantów.
- **Wykluczenie nieznaczących skutków** – Pomimo tego, że istnieje tutaj osąd wartościujący, a wykluczenie powinno być podejmowane z rozważaniem, skutki, które nie mają znacznego wpływu na wynik można wykluczyć. Jednak kwestie, które są wyłączone, ponieważ zostały uznane za nieznaczące, nadal będą musiały być zgłoszone i uzasadnione, aby utrzymać przejrzystość podczas przedstawiania wyników.
- **Standardowe źródła danych** – Po zapoznaniu się z wykazem danych, można użyć czynników równoważności w celu skwantyfikowania skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska. Wspólne wykazy danych znajdują się w załącznikach do niniejszego dokumentu i mogą być stosowane do obliczania skutków dla środowiska z wariantów alternatywnych (np. patrz załącznik 2 - Potencjał Globalnego Ocieplenia). Te bazy danych są wydzielone z ustalonych źródeł i są uważane za wystarczająco dokładne dla porównania skutków dla środowiska pomiędzy alternatywnymi technikami, które są rozpatrywane.
- **Obliczanie skutków** – Obliczenia powinny być wykonywane w sposób najbardziej przejrzysty, aby w najlepszy sposób poinformować ekspertów przy porównaniu alternatyw.

### 2.3 Wytyczna 1 – Zakres i identyfikacja wariantów alternatywnych

Pierwszym etapem w metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska jest określenie alternatywnych propozycji do rozważenia. Ważne jest, aby alternatywy były opisane wystarczająco szczegółowo, aby uniknąć niejasności i nieporozumień, zarówno w zakresie techniki jak i granic oceny. Zasadniczo, wybrane granice będą granicami typowej instalacji (patrz definicja Dyrektywy na stronie 10), ale jeśli zawarte są efekty, leżące poza granicami typowej instalacji, to powinno to być wyraźnie stwierdzone, z wyjaśnieniem powodów.

W niektórych przypadkach, celem korzystania z metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska jest ocena różnych technik lub kombinacji technik, które zajmują się kontrolą poszczególnych zanieczyszczeń, np. „tlenkami azotu”, „emisją cząstek stałych” lub „biologicznym zapotrzebowaniem na tlen”. W innych przypadkach, gdzie istnieją możliwości wyboru w podstawowej technologii lub przebiegu procesu, włączenie całej instalacji w ramach zakresu może być bardziej odpowiednie, w tym zainstalowanych technik zanieczyszczeń tak, aby można było porównać każdy wariant w zakresie ogólnych korzyści dla środowiska.

Mając na uwadze okoliczności wymienione w załączniku IV do Dyrektywy, powinno zapewnić się priorytet wyborowi technik, które zapobiegają lub zmniejszają emisję lub czystszy technologiom, ponieważ te mają tendencję do wywierania najmniejszego wpływu na środowisko. Alternatywne środki, które mogłyby być oceniane to:

- **proces projektowania**, np. czystsze technologie, zmiany lub wymiany dla procesów, zakłady, wyposażenie lub alternatywne przebiegi syntezy, itp.
- **wybór surowców**, np. czystsze paliwa, mniej skażone surowce itp.
- **kontrola procesu**, np. optymalizacja procesów, itp.
- **środki typu utrzymanie domu**, np. systemy zasad czyszczenia, poprawa konserwacji, itp.
- **środki nietechniczne**, np. zmiany organizacyjne, szkolenie pracowników, wprowadzenie systemów zarządzania środowiskowego, itp..
- **przetwarzanie i utylizacja zanieczyszczeń w miejscu ich powstawania (end-of-pipe technology)**, np. spalarnie, oczyszczalnie ścieków, adsorpcja, złoża filtrujące, technologia membranowa, ściany dźwiękochłonne, itp.

Przy określaniu zakresu oceny i identyfikacji rozwiązań wariantowych rozmiar lub wydajność propozycji powinny być niezmiennie, aby zapewnić, że warianty alternatywne są porównywane na równych zasadach. W idealnej sytuacji będzie to oparte na rozwiązaniach alternatywnych, które odpowiadają tej samej wydajności w przeliczeniu na produkt końcowy (np. „zostały ocenione warianty alternatywne dla walcowni gorącej o wydajności 25 ton stali na godzinę”). Będą oczywiście sytuacje, kiedy alternatywy nie będzie można ustalić w takim samym rozmiarze, na przykład, jeśli technologia jest zakupiona „prosto z półki”, a zatem zależy od rozmiaru jednostki dostarczonej przez dostawców sprzętu. Jeśli tak jest, to jakiegokolwiek różnice między alternatywami muszą być jasno określone, aby uniknąć zniekształcenia wyników.

Opisane wcześniej techniki uproszczenia powinny być wdrożone również na tym etapie (jego końcu), aby zapewnić przejrzystość, powinny zostać stwierdzone jakiegokolwiek wykluczenia wspólnych czynników lub nieznaczne skutki. Należy pamiętać jednak, że kwestie te mogą nadal być ważne przy dokonywaniu oceny całkowitego wpływu techniki na środowisko lub przy zastosowaniu metodologii kosztowej.

Jest możliwe, że na tym etapie konflikt skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska oraz różne skutki dla środowiska mogą być na tyle oczywiste, aby umożliwić podjęcie decyzji. W tym momencie użytkownik powinien rozważyć, czy istnieje



potrzeba kontynuowania z użyciem metodologii cross-media, lub czy istnieje w tym momencie wystarczające uzasadnienie dla wsparcia wniosku. Jeżeli można dojść do wniosku, wtedy powody dla tego wniosku będą nadal musiały być uzasadnione i zgłoszone, aby zapewnić przejrzystość procesu podejmowania decyzji. Jeśli jednak nadal występują wątpliwości, co do tego, który z wariantów alternatywnych zapewnia najwyższy poziom ochrony środowiska, wtedy użytkownik musi przejść do następnego etapu, czyli wytycznej 2.

## 2.4 Wytyczna 2 – Wykaz zużycia i emisji

Znaczące uwalnianie do środowiska naturalnego oraz zużyte zasoby przez każdą z alternatywnych technik branych pod uwagę, muszą być wymienione i skwantyfikowane. Lista ta powinna obejmować uwolnione zanieczyszczenia, zużyte surowce (w tym wodę), zużytą energię oraz wytworzone odpady.

Kilka przydatnych źródeł informacji, które mogą dostarczyć danych na temat emisji oraz zużycia zasobów to:

- monitorowanie informacji z istniejących instalacji o podobnym charakterze lub konfiguracji
- raporty z badań
- dane z badań instalacji pilotażowej
- obliczone dane, takie jak informacja o masie równowagi, obliczenia stechiometryczne, wydajności teoretyczne, lub skalowane (powiększone) dane laboratoryjne
- informacje z procesu wymiany informacji (art. 16 Dyrektywy)
- informacje od sprzedawców lub producentów sprzętu.

Dane powinny być kompletne w możliwie największym stopniu tak, aby wszystkie emisje, surowce, zużyta energia oraz wytworzone odpady były rozliczone. Muszą być oceniane zarówno źródła punktowe jak i emisje nietrwałe. Dla przejrzystości, powinny być przedstawione szczegóły, w jaki sposób dane zostały wydzielone lub obliczone. Zapis źródła danych jest również ważny, aby w razie potrzeby można było je potwierdzić i zweryfikować.

Najlepiej byłoby użyć masy uwolnionej emisji oraz masy zużytych zasobów (na przykład, kg emitowanych / rok lub kg emitowanych / kg produktu). Informacja może być również dostępna, jako współczynnik uwalniania (na przykład, zgłoszone jako  $\text{mg}/\text{m}^3$  lub  $\text{mg} / \text{l}$ ), co może być szczególnie ważne dla techniki wsadowej lub technik, które następują po cyklu, w którym w niektórych etapach procesu stężenie może być szczególnie wysokie.

### 2.4.1 Jakość danych

Jakość danych ma zasadnicze znaczenie w tej ocenie, tak więc użytkownik powinien sprawdzać i oceniać jakość dostępnych danych oraz tam gdzie to konieczne porównywać dane z różnych źródeł. W wielu przypadkach będą dostępne środki kwantytatywne dotyczące niepewności, która może być przypisana do danych, np. w oparciu o dokładność użytej techniki analizy (np. rezultaty monitoringu emisji mogą być zgłaszane jako  $100 \text{ mg}/\text{m}^3 \pm 25\%$ ). Tam gdzie ta informacja jest dostępna, powinna być rejestrowana, tak aby mogła być użyta do określenia górnych i dolnych zakresów analizy wrażliwości, które mogą być potrzebne w późniejszej ocenie.

Tam gdzie kwantytatywne dane nie są dostępne, można użyć systemu oceny jakości danych, aby nadać wskazanie jakościowe dla wiarygodności danych. Wynik oceny daje przybliżoną wskazówkę w kwestii zaufania dla danych i może także pomóc we wskazaniu jak dokładne będą musiały być analizy wrażliwości.

System oceny jakości danych opisany poniżej może dać proste oznaczenie jakości danych oraz wskazać, czy jest on ważny do wykorzystania danych w ocenie. System ten został pierwotnie opracowany dla EMEP / CORINAIR Poradnik Wykazu Emisji [5, EMEP CORINAIR, 1998].



### System oceny jakości danych

- A. Oszacowanie w oparciu o dużą ilość informacji w pełni reprezentatywnych dla sytuacji, dla których wszystkie założenia tła są znane.
- B. Oszacowanie w oparciu o znaczną ilość informacji reprezentatywnych dla większości przypadków, dla których większość założeń tła jest znana.
- C. Oszacowanie w oparciu o ograniczoną ilość informacji reprezentatywnych dla pewnych sytuacji i dla których założenia tła są ograniczone.
- D. Oszacowanie na podstawie obliczeń inżynierskich pochodzących z bardzo ograniczonej ilości informacji, reprezentatywnych dla tylko jednej lub dwóch sytuacji i dla których tylko kilka założeń tła jest znanych.
- E. Oszacowanie na podstawie osądu inżynierskiego pochodzącego tylko od założeń.

Ważne jest, aby dane „gorszej” jakości nie były tłumione, ani wyłączone z oceny, wymagając jedynie danych o jakości „A” lub „B”. W przeciwnym razie, jeśli mniej wiarygodne dane są wyłączone, wtedy wdrażanie metodologii może stać się raczej barierą dla innowacji, a nie narzędziem do poprawy jakości ochrony środowiska, jako, że innowacyjne techniki z natury nie będą miały tak dużo dostępnych danych jak techniki już ustanowione. Jeśli dostępne są dane jedynie niższej jakości, wtedy wnioski należy wyciągać ostrożnie, jednak wnioski mogą być stale wyciągane i mogą stanowić podstawę do dalszej dyskusji lub określenia, gdzie należy uzyskać bardziej wiarygodne dane.

#### 2.4.2 Energia (Elektryczność i Ciepło)

Energia jest wkładem ciągłym do większości procesów przemysłowych. Niektóre mogą być zasilane z „pierwotnych źródeł energii” takich jak węgiel, ropa i gaz, podczas gdy inne mogą pochodzić z „wtórnych źródeł energii”, które zostały wygenerowane poza granicami procesu IPPC, a następnie dostarczane w postaci energii elektrycznej i ciepła. Pierwotne źródła energii, są już uwzględnione w ocenie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska w postaci zużytych surowców oraz emisji z procesu, tym samym nie są tutaj szerzej rozpatrywane. Ta sekcja opisuje metodę rozpatrywania wpływu na środowisko wtórnych źródeł energii wykorzystywanych w procesie.

### 2.4.2.1 Efektywność energetyczna

Zanim zastanowimy się jak oszacować oddziaływanie na środowisko wtórnych źródeł energii, warto wspomnieć wymogi Dyrektywy dla zminimalizowania wytwarzania odpadów i efektywnego wykorzystania energii. Artykuł 3 Dyrektywy stanowi, że:

#### **Artykuł 3**

#### **Ogólne zasady regulujące podstawowe zobowiązania prowadzącego**

*Państwa Członkowskie podejmują wszelkie niezbędne środki, umożliwiające właściwym władzom zapewnienie, aby przy obsłudze instalacji:*

*(a) podjęto wszystkie właściwe środki zapobiegające zanieczyszczeniu, w szczególności przez zastosowanie najlepszych dostępnych technik;*

*(b) nie powstawało żadne istotne zanieczyszczenie;*

*(c) unikano wytwarzania odpadów, zgodnie z dyrektywą Rady 75/442/EWG z dnia 15 lipca 1975 r. w sprawie odpadów<sup>11</sup>; a jeżeli odpady są wytwarzane, prowadzono odzysk lub, jeżeli nie ma takiej możliwości ze względów technicznych i ekonomicznych, aby unieszkodliwiano je przy jednoczesnym unikaniu lub ograniczaniu wszelkiego oddziaływania na środowisko;*

*(d) efektywnie wykorzystywano energię;*

*(e) podejmowano środki konieczne w celu zapobieżenia wypadkom i ograniczenia ich konsekwencji;*

*(f) w przypadku ostatecznego zakończenia działalności, podejmowano środki konieczne w celu zapobieżenia ryzyku zanieczyszczenia, oraz w celu przywrócenia zadowalającego stanu miejsca działania.*

*Do celów uzyskania zgodności z niniejszym artykułem, wystarczy, aby Państwa Członkowskie zapewniły, że przy określaniu warunków pozwolenia, właściwe władze uwzględnią ogólne zasady określone w niniejszym artykule.*

Obowiązek ten pozostaje po stronie prowadzącego. Powinny, zatem zostać podjęte wysiłki w celu zapewnienia, że energia w zakładzie jest wykorzystywana w sposób efektywny. Przedstawiona poniżej metodologia nie podważa lub nie jest sprzeczna z wymogiem efektywnego wykorzystania energii, ale raczej określa skutki użytkowania tej energii dla środowiska tak, że mogą być porównane alternatywy.

### 2.4.2.2 Energia elektryczna i ciepło zużyte w procesie

Energia elektryczna i ciepło mogą stanowić znaczną część całkowitego wpływu procesu IPPC na środowisko. W większości przypadków źródła wykorzystywanej energii elektrycznej lub ciepła będą takie same bez względu na to, jaki wariant wybrano. W takich przypadkach wystarczy bezpośrednio porównanie wymagań energii elektrycznej i ciepła rozważanej alternatywy i najlepiej, gdy będą one wyrażone w GJ, wtedy dalsza analiza nie będzie potrzebna.

### 2.4.2.3 Europejska energia elektryczna i ciepło - łącznie

W innych przypadkach mogą wystąpić kompromisy, które muszą być podjęte pomiędzy wpływem na środowisko wtórnych źródeł energii wykorzystywanej w procesie, a innymi zanieczyszczeniami, które mogą być uwolnione. Oddziaływanie na środowisko tej energii, niezależnie od tego, czy w postaci energii elektrycznej lub ciepła zależy od technologii zastosowanej w elektrowni oraz źródła paliwa, które jest używane do jej wygenerowania. Na przykład przy ocenie redukcji z użyciem technologii typu końca rury (end-of-pipe) w zakładzie, który jest napędzany prądem elektrycznym, wpływ na środowisko dodatkowej używanej energii elektrycznej powinien być przedmiotem kompromisu w stosunku do któregośkolwiek zredukowanego zanieczyszczenia. Jeżeli instalacja redukcji emisji jest stosunkowo energochłonna, a zredukowane zanieczyszczenie jest stosunkowo niegroźne, wtedy w zależności od konsekwencji dla środowiska związanych z wytwarzaniem energii elektrycznej, redukcja zanieczyszczenia może dostarczyć mniejszej ogólnej ochrony środowiska, jako całości. Jednak znanych jest kilka przypadków, w których wpływ zużycia energii elektrycznej przewyższa korzyści redukcji zanieczyszczeń, o których mowa.

„Europejska energia elektryczna i ciepło – łącznie” jest uproszczonym podejściem do wydzielenia współczynników emisji w celu obliczenia skutków dla środowiska użytej energii elektrycznej i ciepła. Mnożniki zostały wydzielone dla emisji SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> i NO<sub>2</sub> i dla zużycia ropy, gazu i węgla na GJ zużytej energii elektrycznej i ciepła. Mnożniki te zostały wydzielone ze źródeł energii uśrednionych dla całej Europy (patrz załącznik 8).

Na przykład, proces, który wykorzystuje 10 GJ energii elektrycznej rocznie (jak obliczono z mnożników przedstawionych w załączniku 8) będzie mieć następujący wpływ:

Wykorzystane zasoby		Emisje	
Ropa (kg)	90.1		
Gaz (m <sup>3</sup> )	69.2		
Węgiel (kg)	157		
Węgiel brunatny (kg)	346.4		
		SO <sub>2</sub> (kg)	1
		CO <sub>2</sub> (kg)	1167.1
		NO <sub>2</sub> (kg)	1.6

**Tabela 2.1: Wykorzystane zasoby i emisje spowodowane przez proces, który wykorzystuje 10 GJ energii elektrycznej rocznie**

Mnożniki przedstawione w załączniku 8, są oczywiście uogólnieniami i w przypadkach gdzie wpływ na środowisko zużytej energii elektrycznej i ciepła ma kluczowe znaczenie dla decyzji, może okazać się stosowne przeprowadzenie analizy wrażliwości lub wydzielenie bardziej szczegółowych danych do obliczeń. Mieszanaka europejskich źródeł energii nie jest odpowiednia do wykorzystania na innym szczeblu niż europejski.

Użytkownicy powinni być ostrożni przy próbach wydzielenia bardziej szczegółowych informacji, gdyż może to powodować gromadzenie dużej ilości danych na temat źródła energii elektrycznej lub ciepła oraz technologii i paliwa wykorzystywanego do ich wygenerowania. Wykorzystana energia elektryczna i ciepło różni się pomiędzy poszczególnymi państwami członkowskimi oraz pomiędzy poszczególnymi lokalizacjami. Może się też zmieniać wraz ze zmianami cen źródeł energii. Jeśli używana energia jest w postaci energii elektrycznej z sieci, to istnieją dalsze powikłania, jako że źródła zasilania zwykle różnią się w zależności od pory dnia. Sortowanie bardziej szczegółowych informacji może okazać się konieczne tylko w przypadkach, gdy energia elektryczna i ciepło zużywane w procesie ma kluczowe znaczenie dla podejmowania decyzji.

Proponowane zmiany w Dyrektywach 96/92/WE i 98/30/WE dotyczące wspólnych zasad rynku wewnętrznego energii elektrycznej i gazu ziemnego mogą wymagać od dostawców udostępnienia klientom informacji na temat wpływu ich działalności na środowisko, a to może być przydatnym źródłem informacji dla oceny skutków środowiskowych energii zużywanej w procesie przemysłowym.

Bez względu na to czy użyto mnożników z „europejskiej energii elektrycznej i ciepła – mieszanka” lub bardziej szczegółowych informacji, ważne jest, aby źródła wykorzystywanych danych oraz sposób operowania nimi pozostały przejrzyste. Należy zachować odpowiednią staranność, aby zapewnić, że wszelkie założenia dotyczące energii elektrycznej i ciepła używanych w procesie były przejrzyste. Ewentualne zniekształcenia, które mogą być spowodowane przez te założenia muszą być jasne i zrozumiałe, zarówno przez użytkowników jak i decydentów.

### 2.4.3 Odpady

Procesy przemysłowe generują odpady stałe i płynne, które mogą być przetworzone lub unieszkodliwione na miejscu lub usunięte z zakładu w celu przetworzenia lub unieszkodliwiania w innym miejscu. Dyrektywa ma na celu uniknięcie wytwarzania odpadów, w miarę możliwości poprzez zachęcanie do wyboru technik, które używają technologii małodopadowych i technik, które pozwalają na odzysk i recykling wszelkich powstających odpadów. Jeżeli produkcja odpadów jest technicznie lub ekonomicznie niemożliwa do uniknięcia, wtedy powinny one zostać usunięte w taki sposób, aby uniknąć lub zminimalizować wpływ na środowisko.

Przy porównywaniu technik alternatywnych, które generują odpady, może okazać się użyteczna analiza ilości, składu i potencjalnego wpływu wytwarzanych odpadów. Jako pragmatyczne podejście do oceny, która z alternatyw oferuje najwyższy poziom ochrony środowiska, jako całości, prosta metodologia opisana poniżej powinna być wystarczająca.

**Metodologia prosta.** W czasie wydziałania wykazu, odpady wytwarzane przez każdą z tych alternatywnych technik branych pod uwagę, można podzielić na trzy kategorie, tj.:

- 1) odpady obojętne
- 2) odpady inne niż niebezpieczne
- 3) odpady niebezpieczne.

Kategorie te powinny być wyrażone w kg wytworzonych odpadów.

Dla tych trzech kategorii odpadów, powinny być stosowane definicje określone w artykule 2 Dyrektywy 1999/31/WE [39, Komisja Europejska, 1999] w sprawie składowania odpadów (patrz poniżej).

**Artykuł 2 Dyrektywy 1999/31/WE [39, Komisja Europejska, 1999]****Definicje****Do celów niniejszej dyrektywy:**

- (a) „odpady” oznaczają każdą substancję lub przedmiot, które objęte są Dyrektywą 75/442/EWG;
- (b) „odpady komunalne” oznaczają odpady z gospodarstw domowych oraz inne odpady, które z racji swego charakteru lub składu są podobne do odpadów z gospodarstwa domowego;
- (c) „**odpady niebezpieczne**” oznaczają wszelkie odpady, które obejmuje art. 1 ust. 4 Dyrektywy Rady 91/689/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. w sprawie odpadów niebezpiecznych<sup>1</sup>
- (d) „**odpady inne niż odpady niebezpieczne**” to odpady nieobjęte lit. c);
- (e) „**odpady obojętne**” oznaczają odpady, które nie podlegają żadnym poważniejszym fizycznym, chemicznym lub biologicznym transformacjom. Odpady obojętne nie rozpuszczają się, nie palą ani nie wchodzi w żadne inne reakcje chemiczne lub fizyczne, nie ulegają biodegradacji ani nie mają negatywnego wpływu na inną materię, z którą wchodzi w kontakt w sposób, który mógłby spowodować zanieczyszczenie środowiska lub zagrożenie ludzkiemu zdrowiu. Całkowita zdolność do wymywania, zawartość substancji zanieczyszczających w odpadach oraz ekotoksyczność odcieku muszą być nieznaczne, a w szczególności nie mogą stanowić zagrożenia dla jakości wód powierzchniowych i/lub gruntowych;

Tam gdzie problem odpadów wydaje się być bardzo istotny dla oceny, konieczne może być ustanowienie bardziej szczegółowego obrazu wytwarzanych odpadów. Należy pamiętać, że szczegółowa ocena będzie trudna, chyba że istnieją obszerne informacje na temat powstających odpadów, ich przeznaczenia oraz skutków dla środowiska. W większości przypadków wystarczające będzie zastosowanie opisanej tutaj prostej metodologii. To proste podejście nie różnicuje jednak odpadów na takie, które są częściowo lub całkowicie recyklingowane oraz na inne, które są unieszkodliwiane.

### **2.5 Wytyczna 3 – Obliczanie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska**

W celu oceny skutków dla środowiska dla każdej z technik alternatywnych branych pod uwagę, metodologie przedstawione poniżej pozwalają scalić określone w wykazie zanieczyszczenia w siedmiu problemach środowiskowych. Problemy te są oparte na skutkach dla środowiska, które mogą powodować zanieczyszczenia. Scalanie zanieczyszczeń w problemy pozwala porównać różne rodzaje zanieczyszczeń. Dla każdego z problemów, skutek może być tylko, bądź przede wszystkim w jednym elemencie lub mogą wystąpić skutki w więcej niż jednym elemencie takim jak powietrze czy woda. Należy zachować staranność przy uwzględnianiu wszystkich skutków dla każdego przypadku poddanego jakimkolwiek uproszczeniom.

Problemy to:

- **toksyczność dla człowieka**
- **globalne ocieplenie**
- **toksyczność w środowisku wodnym**
- **zakwaszenie**
- **eutrofizacja**
- **zubożenie ozonu**
- **potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu**

<sup>1</sup> Dz.U. L 377 z 31.12.1991, str. 20. Dyrektywa po raz ostatni zmieniona Dyrektywą 94/31/WE (Dz.U. L 168 z 2.7.1994, str. 28)

Tematy te zostały starannie wybrane, aby zapewnić pełny obraz najbardziej istotnych skutków dla środowiska, przy jednoczesnym zapewnieniu, że ocena pozostaje praktyczna i właściwa. Mimo, że przedstawiany obraz jest wyczerpujący, to jednak nie było możliwe określenie metodologii, która obejmuje każdy możliwy wpływ, taki jak stosowanie mniej niebezpiecznych substancji i możliwość wystąpienia wypadków. Dlatego też użytkownik powinien mieć cały czas świadomość, że istnieją wpływy na środowisko tutaj nieuwzględnione oraz powinien zapewnić, że nadal są one brane pod uwagę w ostatecznej ocenie.

Podczas opracowywania tego dokumentu, był rozpatrywany jeden dodatkowy problem środowiskowy (zubożenie abiotyczne). Odzwierciedlałby miarę zasobów wykorzystywanych przez proces i pozwoliłoby na rozpatrzenie potencjalnego zubożenia zasobów ziemi. Chociaż zubożenie abiotyczne pozostaje istotnym problemem, to pojawiły się jednak poważne obawy, co do wiarygodności czynników wydzielonych, aby to opisać. Zaistniała także obawa, że jest mało prawdopodobne, aby waga tego problemu „wytrzymała” starcie z wagą innych problemów, takich jak toksyczność dla człowieka lub możliwość fotochemicznego tworzenia ozonu. W rezultacie postanowiono nie zachowywać zubożenia abiotycznego w tej metodologii.

Aby obliczyć skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, wykorzystano dwa różne podejścia dla różnych skutków:

Przy ocenie skutków globalnego ocieplenia, zakwaszenia, eutrofizacji, zubożenia ozonu oraz potencjału fotochemicznego tworzenia ozonu, poszczególne zanieczyszczenia mogą być zamienione na ekwiwalentną substancję referencyjną za pomocą mnożników. Dla przykładu, szeroki zakres gazów cieplarnianych może być wyrażony w ekwiwalencie dwutlenku węgla, aby określić ich „potencjał globalnego ocieplenia” (GWP - Global Warming Potential). Wyrażanie poszczególnych zanieczyszczeń w postaci substancji referencyjnych pozwala na ich bezpośrednie porównanie, a także pozwala zakresowi zanieczyszczeń na skumulowanie, aby ocenić wielkość całkowitego skutku uwolnienia. Masa emisji każdego z gazów cieplarnianych uwolnionych z wariantów alternatywnych może być pomnożona przez odpowiedni GWP dla tego gazu cieplarnianego i wyrażona, jako ekwiwalentny skutek masy dwutlenku węgla. Poszczególne gazy cieplarniane mogą być zatem porównane, aby zobaczyć efekt oddziaływania różnych zanieczyszczeń oraz mogą być sumowane w celu uzyskania całkowitego ekwiwalentu dwutlenku węgla dla wariantu (w kg dwutlenku węgla) za pomocą poniższego równania:

$$\text{Potencjał Globalnego Ocieplenia} = \sum \text{GWP}_{(\text{zanieczyszczenie})} \times \text{masa}_{(\text{zanieczyszczenie})}$$

Dla obu problemów toksyczności, toksyczność dla człowieka oraz toksyczność w środowisku wodnym, masę poszczególnych emitowanych zanieczyszczeń można podzielić przez próg toksyczności tego zanieczyszczenia, aby uzyskać wolumen powietrza lub wody, które byłyby potrzebne, aby rozcieńczyć emisję do bezpiecznego poziomu, gdy jest uwolniona. Wolumen powietrza lub wody może wówczas być zsumowany w celu wydzielenia całkowitego teoretycznego wolumenu powietrza lub wody, który jest zanieczyszczony do jego progu, tym samym pozwalając na porównanie wariantów alternatywnych.

$$\text{Toksyczność} = \sum \frac{\text{masa uwolnionego zanieczyszczenia}}{\text{próg toksyczności zanieczyszczenia}}$$

Mnożniki i progi toksyczności użyte w obu powyższych podejściach zostały wydzielone z ustanowionych metod, które zostały opracowane w ramach uznanego międzynarodowego forum. Tam gdzie nie ma ustanowionego forum, mnożniki ustalono na podstawie obecnych praktyk, które są w użyciu w państwach członkowskich. Przedstawione poniżej podejście, służące ocenie całości potencjału toksyczności dla człowieka, różni się od przedstawionego tutaj ogółu i używa bezwymiarowego współczynnika toksyczności, wydzielonego jako ekwiwalent ołowiu w celu osiągnięcia hipotetycznej całości.



Opisana tutaj metodologia skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska może być wykorzystana do oceny wariantów alternatywnych, które są rozpatrywane jako BAT. Metodologia umożliwi porównanie skutków środowiskowych każdego z wariantów w ramach siedmiu problemów środowiskowych.

W sytuacji lokalnej mogą być potrzebne dalsze oceny, będzie również konieczne zapewnienie, że emisje z propozycji nie naruszają norm jakości środowiska w celu zapewnienia zgodności z artykułem 10 Dyrektywy. W czasie podejmowania takich lokalnych decyzji, dostępne są zazwyczaj bardziej szczegółowe informacje na temat emisji i środowiska lokalnego, co oznacza, że można przeprowadzić bardziej szczegółową ocenę. Zwykle obejmuje to modelowanie rozcieńczania lub dyspersji poszczególnych zanieczyszczeń i ocenę ich wpływu na środowisko lokalne. Dodatkowo, mogą pojawić się także kwestie takie jak hałas, wycieki i wibracje, które również muszą być oceniane w poszczególnych instalacjach, ale nie da się tego łatwo dokonać za pomocą tej metodologii.

Ograniczenia stosowania metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska w miejscu instalacji są omówione w niniejszym dokumencie, natomiast narzędzie badawcze, które można wykorzystać do szeregowania zanieczyszczeń budzących niepokój pod względem ważności jest opisane w Sekcji 2.6.4. Narzędzie te może być używane do identyfikacji takich budzących zaniepokojenie zanieczyszczeń, aby w razie potrzeby można je było ocenić w sposób bardziej szczegółowy. W załączniku 13 wymienione są metodologie, które używane są do określenia warunków pozwolenia w poszczególnych państwach członkowskich.

### 2.5.1 Toksyczność dla człowieka

Wylimitowanie lub zminimalizowanie potencjalnych skutków toksyczności dla człowieka, jest priorytetem dla każdego z proponowanych procesów IPPC. Podczas prowadzenia procesu przemysłowego, potencjalne skutki toksyczne będą zależały od emitowanych substancji chemicznych, masy uwalnianych substancji chemicznych oraz toksyczności dla człowieka tych substancji chemicznych. Określona poniżej metodologia używa masy każdego emitowanego zanieczyszczenia oraz czynnika toksyczności dla tego zanieczyszczenia, w celu obliczenia hipotetycznej całości dla porównywania wariantów. Takie podejście pozwala również użytkownikowi na identyfikację tych zanieczyszczeń, które najsilniej oddziałują na środowisko naturalne i dlatego mogą być priorytetem dla kontroli.

#### 2.5.1.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału toksyczności dla człowieka

Istnieje obszerny zbiór przepisów, które ustanawiają progi zanieczyszczeń w powietrzu, jak również przepisów dotyczących ochrony zdrowia i bezpieczeństwa pracowników przed ryzykiem związanym z narażeniem na substancje chemiczne w miejscu pracy. Limity określone w tych przepisach stanowią dobrą podstawę do oceny potencjału toksyczności dla człowieka rozpatrywanych propozycji alternatywnych. Ściślej mówiąc, nie ma uzgodnionego naukowego sposobu, który pozwalałby na zsumowanie różnych skutków toksycznych, z których część ma różne skale czasowe skutku i różne skutki zdrowotne. Jednakże, podejście przedstawione w niniejszym dokumencie zapewnia przynajmniej wspólną strukturę do tworzenia jakiejś formy porównania alternatywnych scenariuszy. Zakłada ono bezpośrednią toksyczność dla człowieka przez drogi oddechowe (wdychanie), upraszczając realne drogi narażenia ludzi.

$$\text{Potencjał toksyczności dla człowieka (kg ekwiwalentu ołowiu)} = \sum \frac{\text{masa zanieczyszczenia uwolniona do powietrza (kg)}}{\text{czynnik toksyczności zanieczyszczenia}}$$

Gdzie:



potencjał toksyczności dla człowieka jest liczbą orientacyjną (w kg ekwiwalent ołowiu) w celu porównywania wariantów, im wyższa liczba tym większy potencjał toksyczności.

masa uwolnionego zanieczyszczenia w kg.

Współczynnik toksyczności zanieczyszczeń jest liczbą bezwymiarową (patrz załącznik 1)

### 2.5.1.2 Kwestie do rozważenia

Metodologia ta stanowi dla użytkownika podstawę do porównania alternatywnych technik, które emitują różne zanieczyszczenia, nawet jeśli zanieczyszczenia mają szerokie działanie toksyczne. Pozwala także użytkownikowi na określenie, które zanieczyszczenia budzą największe obawy w odniesieniu do ich potencjału toksyczności dla człowieka. Toksyczność jest problemem złożonym i należy zachować ostrożność przy przeprowadzaniu oceny, jak i przy ocenianiu wyników. Czynniki toksyczne, wymienione w załączniku 1, zostały wydzielone z krajowych danych OEL (NDS - Najwyższa Dopuszczalna Wartość), czyli pierwotnie przeznaczonych do innych celów.

Metodologia ta jest przeznaczona wyłącznie do porównywania alternatyw i nie jest odpowiednia dla oceny rzeczywistych skutków emisji na środowisko lokalne z poszczególnych instalacji. Właściwości fizyczne zanieczyszczeń, ich przeznaczenie oraz skutki nie są brane pod uwagę w tym uproszczonym obliczeniu. Obliczenia ustanawiają szereg, który może być używany do porównywania wariantów alternatywnych.

Użytkownicy muszą zrozumieć ograniczenia wynikające z tego uproszczonego podejścia. Jest to użyteczny wskaźnik do porównywania wariantów i identyfikacji tych zanieczyszczeń, które mogą powodować największe obawy i nie można oczekiwać niczego więcej. Dalsze prace mogą okazać się konieczne w celu określenia rzeczywistych skutków dla środowiska, wynikających z uwolnienia poszczególnych zanieczyszczeń w indywidualnych przypadkach. Jeśli istnieją uwolnione zanieczyszczenia, które nie mają progu toksyczności wymienionego w załączniku 1, to powinny być określone oddzielnie, a ich prawdopodobne skutki omówione w raporcie końcowym.

### 2.5.2 Globalne ocieplenie

Zwiększenie ilości tak zwanych gazów cieplarnianych w atmosferze prowadzi do uwięzienia większej ilości energii słonecznej w atmosferze. Efekt ten jest powszechnie określany, jako „globalne ocieplenie” lub „efekt cieplarniany”. Prognozy skutków globalnego ocieplenia przewidują wzrost temperatury i zmiany klimatu Ziemi, które mogą mieć wpływ na rozkład opadów deszczu, dostępność słodkiej wody, zmiany w praktykach rolniczych, podnoszenie się poziomu mórz itp. Aby spowolnić efekt globalnego ocieplenia, należy zredukować uwalnianie zanieczyszczających gazów. Preferowany wariant przy podejmowaniu decyzji, która alternatywa powinna być wdrożona dla procesu IPPC, powinien zatem być wybrany po uwzględnieniu ilości gazów cieplarnianych emitowanych przez każdą z technik alternatywnych. Określona poniżej metodologia umożliwia porównanie skutków globalnego ocieplenia pochodzących z rozważanych alternatyw.

W celu uzyskania bardziej szczegółowych informacji i omówienia tła naukowego oraz prawdopodobnych skutków globalnego ocieplenia, czytelnicy są kierowani do „Trzeciego Sprawozdania z Oceny”, Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (IPCC) [2, Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu, 2001] (oryg. Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) [2, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2001]).

### 2.5.2.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału globalnego ocieplenia

Gazy zanieczyszczające (np. gazy cieplarniane), powodujące globalne ocieplenie były przedmiotem wielu badań przeprowadzonych przez naukowców z całego świata. IPCC koordynuje te prace, a także było w stanie ustalić „potencjał globalnego ocieplenia – GWP” (Global Warming Potential) [2, Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu, 2001] dla szerokiej gamy gazów cieplarnianych. GWP jest indeksem służącym oszacowaniu relatywnego wkładu globalnego ocieplenia z emisji jednego kg konkretnego gazu cieplarnianego w porównaniu do emisji z jednego kilograma dwutlenku węgla (GWP są wyrażone w kg ekwiwalentu CO<sub>2</sub>).

Masy emisji poszczególnych zanieczyszczeń, które zostały zestawione dla wykazu wydzielonego w Wytycznej 2, mogą zostać pomnożone przez ich GWP i wyrażone w kg ekwiwalentu dwutlenku węgla. Uwolnione gazy cieplarniane mogą wtedy być zestawione i przedstawione, jako skutek ekwiwalentny dwutlenku węgla, przy użyciu następującego równania:

$$\text{potencjał globalnego ocieplenia (GWP}_{\text{ogółem}}) = \sum \text{GWP}_{\text{zanieczyszczenie}} \times \text{masa uwolnionego zanieczyszczenia}_{\text{(zanieczyszczenie)}}$$

**gdzie:**

**GWP**<sub>(ogółem)</sub> jest sumą globalnego ocieplenia z uwolnionych gazów cieplarnianych (kg CO<sub>2</sub>) dla rozważanego wariantu

**Masa uwolnionego zanieczyszczenia** <sub>(zanieczyszczenie)</sub> jest masą rozważanych poszczególnych zanieczyszczeń (gazów cieplarnianych), np. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, itp. (w kg).

Może być wtedy porównany całkowity potencjał globalnego ocieplenia wyrażony, jako ekwiwalent dwutlenku węgla, dla każdego wariantu alternatywnego.

### 2.5.2.2 Kwestie do rozważenia

Użyte tutaj GWP (załącznik 2) odnoszą się do 100 – letniego horyzontu czasowego zgodnie z publikacją IPCC [2, Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu, 2001] (strona 388). Wybrano 100 letni horyzont czasowy, ponieważ pozwala on na rozsądną skalę czasową dla skutku, który będzie rozpatrywany, ale bez niepewności związanej z dłuższym horyzontem czasowym. Nie daje to kompletnej odpowiedzi, jako że wiele gazów cieplarnianych ma długą żywotność w atmosferze. Użytkownicy i decydenci powinni być uważni w czasie wyboru technik, które faworyzują gazy o niższym potencjale globalnego ocieplenia, ale z dłuższą żywotnością w atmosferze niż inne warianty, które uwalniają gazy krótkotrwałe. Aby pomóc w ocenie rozwiązań alternatywnych, żywotność gazów cieplarnianych w atmosferze, jest również przedstawiona w załączniku 2.

Niedawna Dyrektywa UE (2003/87/WE) ustanawia system handlu emisjami gazów cieplarnianych w ramach Wspólnoty, który zmieni Dyrektywę Rady 96/61/WE (IPPC). Celem tej dyrektywy jest ograniczenie emisji gazów cieplarnianych, w celu spełnienia zobowiązań Wspólnoty Europejskiej wynikających z „Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie Zmian Klimatu” oraz „Protokołu z Kioto”.

Warunkiem wprowadzenia tego systemu jest wymóg, że pozwolenie IPPC nie będzie wyznaczać limitów dla bezpośrednich emisji gazów cieplarnianych z instalacji, która wchodzi w zakres programu. Ma to zapewnić, że nie ma konfliktu między tymi dwoma instrumentami i nie ma uszczerbku dla jakichkolwiek wymagań zgodnych z Dyrektywą IPPC, odnoszących się do efektywności energetycznej.

Celem oceny opisanej w tym oszacowaniu skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, jest zdecydowanie, która z rozpatrywanych alternatyw zapewnia najwyższy poziom ochrony środowiska, jako całości. GWP jest użytecznym parametrem przy dokonywaniu takiej oceny, ale nie jest odpowiednia do tworzenia lub ustalania limitów w pozwoleniach IPPC i nie powinno być konfliktu pomiędzy programem handlu gazami cieplarnianymi, a szacowaniem skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.

### 2.5.3 Toksyczność w środowisku wodnym

Zrzuty do środowiska wodnego mogą mieć toksyczny wpływ na rośliny i zwierzęta, które żyją w tym środowisku. Metodologia opisana poniżej pozwala decydom ocenić łączny efekt toksyczności wariantów alternatywnych, a następnie uszeregować te warianty w oparciu o poziom szkód w środowisku naturalnym, które mogą powodować dla środowiska wodnego. Obliczenie stosowane do określenia toksyczności dla organizmów wodnych jest analogiczne do stosowanego w celu określenia potencjału propozycji pod kątem toksyczności dla człowieka. Objętość wody wymaganej do rozcieńczenia zrzutu do jego proggu toksyczności jest obliczana na podstawie znanych „przewidywanych stężeń niewywołujących skutku” (Predicted no effect concentrations - PNEC) dla uwalnianych zanieczyszczeń.

#### 2.5.3.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału toksyczności w środowisku wodnym

Do tej pory wykonano szeroki zakres prac oceniających toksyczność zanieczyszczeń w środowisku wodnym, w wyniku tej pracy scharakteryzowano szeroki zakres zanieczyszczeń. Toksyczne działanie poszczególnych zanieczyszczeń może być wyrażone, jako „przewidywane stężenie niewywołujące skutku” (PNEC) mg / l, tego zanieczyszczenia, który jest poziomem, na którym nie można wykryć toksycznego skutku. Dzieląc masę uwolnionych zanieczyszczeń przez swoje PNEC, użytkownik może obliczyć teoretyczną objętość wody, która byłaby potrzebna do rozcieńczenia zrzutu poniżej swojego proggu PNEC. Ilość wody może wówczas być zsumowana dla wszystkich zanieczyszczeń, w celu obliczenia teoretycznej ilości wody potrzebnej do rozcieńczenia zrzutu do jego „przewidywanego stężenia niewywołującego skutku”, za pomocą poniższego wzoru.

Toksyczność	w	środowisku	wodnym	(m <sup>3</sup> )	=
$\sum \frac{\text{masa uwolnionych zanieczyszczeń (zanieczyszczenie kg)} \times 10^3}{\text{PNEC zanieczyszczenia} \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}}\right) \times 10^{-3}} \times 0,001$					
Gdzie:					
<b>Toksyczność w środowisku wodnym</b> to ilość wody (m <sup>3</sup> ) wymagana do osiągnięcia przewidywanego stężenia niewywołującego skutku w wodzie					
<b>Masa uwolnionego zanieczyszczenia</b> jest masą zanieczyszczeń uwolnionych do środowiska wodnego w kilogramach (pomnożone przez 103 dla dokonania konwersji na g)					
<b>PNEC zanieczyszczenia</b> jest „przewidywanym stężeniem zanieczyszczenia niepowodującym skutku w mg / l (patrz załącznik 3). Współczynnik 10 <sup>-3</sup> konwertuje wynik na gramy					
Mnożnik 0,001 konwertuje litry na m <sup>3</sup> .					

Przewidywane stężenia niewywołujące skutków dla szerokiej gamy wodnych zanieczyszczeń i metody, które były wykorzystywane w celu ich wydzielenia, są przedstawione w załączniku 3..

### 2.5.3.2 Kwestie do rozważenia

Obliczenie ilości wody, która jest niezbędna, aby rozcieńczyć zrzut do jego PNEC, pozwala na bezpośrednie dokonywanie porównań pomiędzy rozważanymi technikami alternatywnymi. Załącznik 3 zawiera wykaz PNEC szeregu substancji. W przypadku, gdy na liście nie ma PNEC, użytkownik powinien zapewnić, że substancje te są jasno określone w raporcie tak, aby mogły nadal być wzięte pod uwagę przez decydenta w oszacowaniu.

Obliczenie opisane powyżej jest teoretyczną objętością wody, która jest niezbędna, aby rozcieńczyć zrzut jego przewidywanego progu stężenia niepowodującego skutku i nie reprezentującego rzeczywistej objętości lub stężenia zanieczyszczonej wody, która byłaby uwolniona z tego procesu. Prawdą jest również, iż w rzeczywistej sytuacji jeden litr wody przyswoi więcej niż jedno zanieczyszczenie. Metodologia ta jest przydatna przy podejmowaniu decyzji w przypadku ogólnym, ale nie będzie wystarczająca dla oceny wpływów na środowisko poszczególnych instalacji. Podczas określania BAT w miejscu instalacji, bardziej szczegółowa ocena może wymagać szczegółowego modelowania rozcieńczenia poszczególnych zanieczyszczeń. Może pojawić się też potrzeba rozważenia efektów synergicznych i antagonistycznych łączenia zanieczyszczeń. Zagadnienia takie jak typ cieku wodnego (rzeki, jeziora, wody przybrzeżne, itp.), dostępne rozcieńczania, poziomy otaczających zanieczyszczeń i inne zastosowania cieku wodnego (woda pitna, pływanie, rybołówstwo, itd.), wszystkie będą musiały być wzięte pod uwagę podczas ustalania indywidualnych warunków pozwolenia.

Metodologia ta jest analogiczna do obliczania potencjału toksyczności dla człowieka. Krótkie podsumowanie procedury wydziałania dla PNEC znajduje się na końcu załącznika 3 i jest podobne do podejścia stosowanego w ramowej Dyrektywie wodnej [10, Komisja Europejska, 2000]. W czasie przygotowywania tego dokumentu, wykaz zawarty w załączniku nr 3 jest najobszerniejszą dostępną listą PNEC, ale należy zachować ostrożność przy interpretacji wyników. Wydziałanie PNEC dla poszczególnych substancji zostało przeprowadzone przy użyciu różnych technik, gdzie zastosowano różne czynniki bezpieczeństwa w zależności od ilości i rodzaju informacji dostępnych na temat toksycznych skutków substancji. Chociaż jest to użyteczne podejście, które wpisuje się w zasadę ostrożności, to granice zaufania, które otaczają wydzielone liczby, są różne dla każdego przypadku.

Trwają prace w celu ustalenia wartości PNEC i dopracowano metodologie do obecnej metodologii, która jest opisana w dokumencie zawierającym techniczne wytyczne [46, Europejskie Biuro ds. Chemikaliów (EBC)2003]. Niniejsze wytyczne zostały opracowane w celu wsparcia Dyrektywy Komisji 93/67/EWG [47, Komisja Europejska, 1993] w sprawie oceny ryzyka dla nowo zgłoszonych substancji, Rozporządzenie Komisji (WE) nr 1488/94 [48, Komisja Europejska, 1994] w sprawie ocena ryzyka istniejących substancji i Dyrektywy 98/8/WE [49, Komisja Europejska, 1998] Parlamentu Europejskiego i Rady, dotyczące wprowadzania do obrotu produktów biobójczych.

W czasie, gdy oceny te są przeprowadzane, wartości wydzielane z tych procedur przez Europejskie Biuro ds. Chemikaliów będą zastępować wartości wymienione w tabeli w załączniku 3.

Ocena całości ścieków może stać się użytecznym środkiem w odniesieniu do toksyczności w środowisku wodnym mieszanin substancji, jednak należy zachować ostrożność używając danych z określonych strumieni ścieków w czasie kreślenia wniosków istotnych dla sektora.

### 2.5.4 Zakwaszenie

Depozycja substancji zakwaszających z kwaśnych gazów w powietrzu, wykazuje wieloraki wpływ. Skutki obejmują szkody w lasach, jeziorach i ekosystemach, pogorszenie populacji ryb oraz erozję budynków i zabytków. Mimo że niektóre kwaśne gazy pochodzą z naturalnych

źródeł, wiele pochodzi ze źródeł stworzonych przez człowieka, takich jak transport, procesy przemysłowe i praktyki rolnicze. Kontrola emisji zakwaszających miała w ostatnich latach wysoki priorytet i włożono wiele wysiłku w celu lepszego zrozumienia mechanizmów depozycji kwasów oraz negocjacji obniżenia emisji przemysłowych gazów kwaśnych.

#### 2.5.4.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału zakwaszenia

Gazy, które mają najistotniejszy wpływ na zakwaszanie to dwutlenek siarki (SO<sub>2</sub>), amoniak (NH<sub>3</sub>) i tlenki azotu (NO<sub>x</sub>).

Tak zwany „Potencjał zakwaszenia” został obliczony, aby umożliwić wyrażenie każdego zanieczyszczenia jako ekwiwalent dwutlenku siarki [15, Guinée et al., 2001]. Obliczanie masy uwolnionych zanieczyszczeń pomnożonych przez potencjał zakwaszenia poszczególnych gazów, umożliwia obliczenie całkowitego skutku zakwaszenia propozycji i wyrażenie go jako ogólny ekwiwalent dwutlenku siarki.

Masy emisji, które zostały skompilowane wcześniej dla potrzeb inwentaryzacji w wytycznej 2 są sumowane za pomocą wzoru:

$$\text{Zakwaszenie} = \sum_{(\text{zanieczyszczenie})} AP_{(\text{zanieczyszczenie})} \times \text{masa uwolnionego zanieczyszczenia} \\ (\text{zanieczyszczenie})$$

Gdzie:

**Zakwaszenie** wyrażone jako ekwiwalent SO<sub>2</sub> kg

**AP<sub>(zanieczyszczenie)</sub>** jest potencjałem zakwaszenia zanieczyszczenia w ekwiwalencie dwutlenku siarki (patrz załącznik 4)

**Masa uwolnionego zanieczyszczenia<sub>(zanieczyszczenie)</sub>** jest masą uwolnionych zanieczyszczeń w kg

#### 2.5.4.2 Kwestie do rozważenia

Potencjały zakwaszenia wymienione w załączniku 4 zostały wydzielone z [15, Guinée, et al., 2001] i są wartościami średnimi, które są uważane za reprezentatywne dla całej Europy.

Przeprowadzono szczegółowe modelowanie potencjałów zakwaszenia, jako część Europejskiej Komisji Gospodarczej i „Konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości”<sup>2</sup>, które ocenia skutki zakwaszenia, eutrofizacji i ozonu na poziomie ziemi. Grunty są podzielone na poszczególne siatki geograficzne, które następnie są oceniane pod kątem ich podatności na skutki zakwaszenia. Ocena ta jest oparta na szeregu czynników, które zawierają typ gleby, roślinność, pojemność buforową oraz to jak blisko obszar ten znajduje się od jego ładunku krytycznego dla depozycji kwasu. Każdy indywidualny kwadrat ma inny potencjał zakwaszenia dla poszczególnych gazów zanieczyszczających.

<sup>2</sup> Podsumowanie metodologii oceny "Komisji Gospodarczej ONZ dla Europy"(EKG ONZ) "Konwencja w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości" ( "Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution" ) można znaleźć na stronie <http://www.iiasa.ac.at/~rains/dutch/pollueng.pdf>



Istnieją ograniczenia przy używaniu tej metody, ponieważ nie wszystkie z tych zanieczyszczeń, które powodują zakwaszenie mają potencjały zakwaszenia wymienione na liście (na przykład, nie wydzielono żadnych wartości w odniesieniu do HCl i HF). Potencjały zakwaszenia wymienione na liście są także zaniżone, ponieważ nie uwzględniają wpływu zakwaszenia poza Europą. Skutek kwaśnych emisji będzie się także różnić w zależności od miejsca uwolnienia emisji, warunków metrologicznych, które je rozpraszają oraz wrażliwości obszaru, gdzie emisje ostatecznie się osadzą.

Takie podejście jest przydatne, jako wskaźnik przy podejmowaniu decyzji o najlepszym wariantcie dla środowiska, gdy lokalizacja geograficzna propozycji nie jest znana, jak to będzie w przypadku określania BAT dla BREF. **Należy zauważyć, że średnie wartości potencjału zakwaszenia nie są odpowiednie do użycia, gdy lokalizacja propozycji jest znana.** Przy określaniu warunków pozwolenia dla indywidualnych instalacji, może pojawić się konieczność podjęcia szczegółowego modelowania dyspersji dla oceny skutku emisji. Jest to szczególnie ważne, tam gdzie lokalne standardy jakości powietrza mogą być zagrożone z powodu istniejącego stężenia w tle lub w miejscach, gdzie znajdują się wrażliwe receptory.

### 2.5.5 Eutrofizacja

Eutrofizacja (może być też dalej zwana nutrifikacją) jest procesem związków pokarmowych, który występuje, gdy zanieczyszczenia mogą działać, jako składniki pokarmowe dla organizmów fotosyntetycznych i są pośrednio lub bezpośrednio dostarczane do ekosystemu. Wzrost ilości składników odżywczych powoduje, że niektóre gatunki roślin rosną nadmiernie, a inne znikają. Eutrofizacja jest poważnym problemem, zwłaszcza w wodach przybrzeżnych i śródlądowych, gdzie zakwity glonów mogą się rozwijać i prowadzić do wyczerpania tlenu w wodzie, wpływając na rośliny, ryby i inne formy życia - glony te są często toksyczne dla zwierząt i ludzi. Nadmierna depozycja azotu na ziemi, może zwiększyć stężenie azotanów w wodach gruntowych, co sprawia, że woda jest niesmaczna. Eutrofizacja powoduje również ługowanie azotu z gleby, co zwiększa zakwaszenie wód powierzchniowych i gruntowych.

#### 2.5.5.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału eutrofizacji

Związki, które powodują eutrofizację to takie, które zawierają azot i fosfor. Używając metodologii oceny cyklu życia, opracowano potencjały eutrofizacji dla różnych związków tak, aby można było obliczyć łączne skutki eutrofizacji dla propozycji alternatywnych.

Skutek eutrofizacji można obliczyć za pomocą wzoru:

$$\text{Eutrofizacja} = \sum \text{potencjał eutrofizacji}_{(\text{zanieczyszczenie})} \times \text{masa uwolnionego zanieczyszczenia}_{(\text{zanieczyszczenie})}$$

Gdzie:

**Potencjał eutrofizacji**<sub>(zanieczyszczenie)</sub> zanieczyszczenie jest wyrażone jako ekwiwalent kg jonów fosforanu  $\text{PO}_4^{3-}$  (patrz załącznik 5)

**Masa uwolnionego zanieczyszczenia**<sub>(zanieczyszczenie)</sub> w kg pochodzi z zapasów, które zostały zebrane wcześniej w wytycznej 2.

Potencjały eutrofizacji przedstawione w załączniku 5 zostały zaczerpnięte z [11, Guinée, 2001].

### 2.5.5.2 Kwestie do rozważenia

Potencjały eutrofizacji przedstawione tutaj są oparte o przyczynę, jaki ma uwolnione zanieczyszczenie na formację biomasy, jest to wydzielone z przeciętnego składu (stosunek N/P) biomasy.

Ograniczenia w stosowaniu tej metodologii w odniesieniu do instalacji są podobne do tych opisanych wcześniej przy problemie zakwaszenia. Jakkolwiek przydatne przy podejmowaniu decyzji w przypadku ogólnym, takie podejście nie jest odpowiednie dla oceny potencjału eutrofizacji emisji w stosunku do środowiska lokalnego dla indywidualnej instalacji. Ignoruje lokalne warunki rozpraszania się zanieczyszczeń, przeznaczenie zanieczyszczeń po uwolnieniu, charakter środowiska przyjmującego, jak i wrażliwość środowiska lokalnego w stosunku do indywidualnych uwolnionych zanieczyszczeń.

Metodologia ta opiera się na podejściu zastosowanym w ocenie cyklu życia. Istnieją obawy, co do sumowania emisji do powietrza, wody i ziemi (tj. skutki dla środowiska w poszczególnych komponentach środowiska), w tym naukowa słuszność takiego postępowania jest wątpliwa. Niemniej jednak, takie podejście pozwala na przeprowadzenie szybkiej i prostej oceny potencjału eutrofizacji wariantów. Użytkownicy powinni nadal na to uważać i jeśli wyniki nie są jasne, może zaistnieć potrzeba podzielenia przeznaczenia zanieczyszczeń na bardziej szczegółowe (i podzielić emisje pomiędzy powietrze / wodę / ziemię).

Przy określaniu warunków pozwolenia dla poszczególnych instalacji, może okazać się konieczne szczegółowe modelowanie dyspersji poszczególnych zanieczyszczeń (powietrze / woda / ląd) w środowisku lokalnym.

### 2.5.6 Zubożenie ozonu

Warstwa ozonowa stanowi warstwę w stratosferze, która pomaga chronić zwierzęta i rośliny od promieniowania UV ze słońca. Zubożenie ozonu jest skutkiem podziału warstwy ozonowej w stratosferze poprzez reakcje chemiczne z gazami zanieczyszczającymi, uwolnionymi na skutek działalności człowieka. Wspomniane gazy zanieczyszczające zawierają freony, halony i inne gazy, które mogą być uwolnione z procesów IPPC. Zubożenie warstwy ozonowej może spowodować szkody w uprawach i efekty zdrowotne takie jak katarakty i nowotwory skóry zarówno u ludzi jak i zwierząt.

Strategią mającą na celu ograniczenie efektu zubożenia ozonu, jest ograniczenie emisji gazów zanieczyszczających, które powodują rozpad warstwy ozonowej.

#### 2.5.6.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału zubożenia ozonu

Aby pomóc w strategii zmniejszania emisji gazów zanieczyszczających, oceniono skutki stratosferycznego zubożenia warstwy ozonowej szeroką gamą odpowiednich gazów. Wyniki przeprowadzonych badań zostały zebrane przez Światowe Biuro Meteorologiczne [3, Światowe Biuro Meteorologiczne, 1998]. Protokół montreali z 1987 w sprawie substancji zubożających warstwę ozonową [31, Program Narodów Zjednoczonych ds. Ochrony Środowiska, 1987] wymienia czynniki mnożenia, tym samym pewien zakres gazów może być pomnożony przez ich „potencjał zubożenia warstwy ozonowej”, a następnie wyrażony, jako ekwiwalent CFC-11.

Potencjały różnych gazów w zubażaniu ozonu, mogą być sumowane i wyrażone, jako potencjał zubażania ozonu za pomocą wzoru:

$$\text{Zubażanie ozonu} = \sum \text{potencjał zubażania ozonu}_{(\text{zanieczyszczenie})} \times \text{masa uwolnionego zanieczyszczenia}_{(\text{zanieczyszczenie})}$$



Gdzie:

**Zubażanie ozonu** jest sumą potencjałów zubażania ozonu dla rozważanej techniki w kg ekwiwalentów CFC-11

**Potencjały zubożenia ozonu** są wymienione w załączniku 6.

**Masa uwolnionego zanieczyszczenia**<sub>(zanieczyszczenie)</sub> jest masą zanieczyszczenia w kg

### 2.5.6.2 Kwestie do rozważenia

Skutki dla warstwy ozonowej i teoria potencjałów zubażania ozonu są stosunkowo dobrze zrozumiane i przyjęte w środowisku międzynarodowym. Zubożenie ozonu nie jest problemem, który ma skutki lokalne i chociaż minimalizowanie uwalniania substancji chemicznych, które powodują problem pozostaje priorytetem w pozwoleniu, przy ocenie poszczególnych instalacji, to jest jednak mało prawdopodobne, aby temat ten był poruszany bardziej szczegółowo, niż zaprezentowano tutaj.

### 2.5.7 Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu

Ozon na niższych wysokościach, zwany także ozonem troposferycznym lub ozonem w warstwie przyziemnej, jest zanieczyszczeniem. Tworzy się przez skomplikowaną serię reakcji chemicznych, zainicjowanych przez działanie promieni słonecznych, w których tlenki azotu ( $\text{NO}_x$ , gdzie  $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ ) i lotne związki organiczne (LZO) reagują tworząc ozon. Te reakcje chemiczne nie są natychmiastowe, lecz odbywają się w ciągu kilku godzin lub nawet dni, w zależności od związku. Po wytworzeniu ozonu może on utrzymywać się przez kilka dni.

W związku z tym, ozon mierzony w określonym miejscu może być spowodowany przez emisje LZO i  $\text{NO}_x$  oddalone setki lub nawet tysiące kilometrów i mogą dodatkowo przemieszczać się na podobne odległości. Maksymalne stężenie, w związku z tym, występuje zwykle z wiatrem wiejącym z obszarów źródła emisji zanieczyszczeń prekursora. W miastach, gdzie stężenie zanieczyszczeń powodowanych ruchem drogowym może być wysokie, tlenek azotu ( $\text{NO}$ ) z emisji spalin może reagować z ozonem, tworząc dwutlenek azotu ( $\text{NO}_2$ ), a tym samym zmniejszać stężenia ozonu w warstwie przyziemnej. Jednak, podczas gdy ruchy powietrza przenoszą zanieczyszczenia pierwotne dalej, więcej ozonu jest generowane i rosną stężenia w obszarach nawietrznych [7, Komisja Europejska, 1999].

Ozon troposferyczny może powodować szkody dla zdrowia ludzkiego, takie jak trudności z oddychaniem u wrażliwych ludzi, szkody w roślinności i korozję materiałów. Podejściem dla kontrolowania poziomów ozonu w warstwie przyziemnej jest zmniejszenie poziomu  $\text{NO}_x$  i LZO uwolnionych z procesów przemysłowych.

#### 2.5.7.1 Ocena propozycji pod kątem potencjału fotochemicznego tworzenia ozonu

Potencjał tworzenia ozonu poszczególnych LZO, zależy od ich struktury i reaktywności. W celu oceny całkowitego skutku uwolnienia różnych LZO, „Protokół w sprawie przeciwdziałania zakwaszeniu, eutrofizacji i ozonu warstwy przyziemnej” konwencji<sup>3</sup> EKG, zaproponowano koncepcję wykorzystania potencjału fotochemicznego tworzenia ozonu (POCP).

Korzystanie z POCP pozwala zakresowi LZO być wyrażonymi, jako ekwiwalenty etylenu i sumowane za pomocą wzoru:

<sup>3</sup> Więcej informacji na temat konwencji można znaleźć na stronie [http://www.unece.org/env/lrtap/multi\\_h1.htm](http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm)

$$POCP_{(ogółem)} = \sum POCP_{(zanieczyszczenie)} \times \text{masa uwolnionego zanieczyszczenia}_{(zanieczyszczenie)}$$

Gdzie:

**POCP<sub>(ogółem)</sub>** jest potencjałem fotochemicznego tworzenia ozonu wyrażonym, jako ekwiwalent kg etylenu

**POCP<sub>(zanieczyszczenie)</sub>** jest potencjałem fotochemicznego tworzenia ozonu poszczególnych zanieczyszczeń

**Masa uwolnionego zanieczyszczenia** jest masą zanieczyszczenia, mającą potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu, która będzie uwolniona w kg (z wykazu w Wytocznej 2).

POCP zostały ustalone dla wielu LZO oraz innych substancji i są wymienione w załączniku 7.

### 2.5.7.2 Kwestie do rozważenia

Reakcje związane z tworzeniem ozonu są złożone i trudne do precyzyjnego modelowania, ponieważ wiążą się one z wzajemnym oddziaływaniem wielu substancji chemicznych, promieniowaniem słonecznym i warunkami meteorologicznymi. Istnieje znaczna niepewność, co do wartości poszczególnych POCP i przewidywanie stężenia ozonu, który zostanie utworzony jest trudne. Mimo to, nakreślone tu podejście jest użyteczną techniką porównywania skutków alternatywnych propozycji.

Istnieje również potrzeba uwzględnienia wymogów Dyrektywy (1999/13/WE) w sprawie konieczności ograniczenia emisji lotnych związków organicznych spowodowana użyciem rozpuszczalników organicznych podczas niektórych czynności w niektórych instalacjach [44, Komisja Europejska, 1999] i która określa dopuszczalne wartości w celu zmniejszenia emisji LZO.

## 2.6 Wytoczna 4 – Interpretacja konfliktów skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Gdzie niewątpliwy wniosek okazuje się oczywisty na postawie ocen przeprowadzonych w poprzednich wytycznych, tam zapewniono przeprowadzenie analizy wrażliwości dla kluczowych założeń, zalecenie może być stwierdzone z uzasadnieniem na podstawie wyników oceny. Jeśli nie osiągnięto oczywistego wniosku z powodu widocznych konfliktów skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, wtedy może wyniknąć potrzeba przedstawienia wyników w sposób przejrzysty tak, aby decydent mógł ocenić względne korzyści płynące z rozpatrywanej alternatywy.

W celu porównania wariantów oraz rezultatów przeprowadzonych dotychczas ocen, przedstawiono poniżej trzy możliwe podejścia. Podejścia te mogą być stosowane pojedynczo lub razem:

- podejście pierwsze jest uproszczonym podejściem porównywania wyników z każdego problemu środowiskowego obliczonego wcześniej
- podejście drugie jest bardziej złożone i umożliwia skutkom obliczonym do tej pory porównywanie z europejskimi sumami dla każdego z problemów środowiskowych
- podejście trzecie pozwala na porównanie poszczególnych zanieczyszczeń z europejskim rejestrem emisji zanieczyszczeń.

Wytyczne opisane do tej pory są użyteczne, w tym określają informacje w sposób przejrzysty tak, aby decydent mógł uczciwie porównać alternatywy. Na tym etapie pojawia się potrzeba sprawdzenia dokładności danych i przeprowadzenia analizy wrażliwości, która może być oparta na dokładności wykorzystanych czynników. Na tym etapie może również pojawić się potrzeba wzięcia pod uwagę względnych priorytetów, które mogą być dołączone do problemów środowiskowych lub nawet poszczególnych zanieczyszczeń. Metodologia ta nie może podejmować decyzji, jest to tylko narzędzie, które pozwala użytkownikowi na określenie kwestii tak, aby decydent mógł uczciwie rozważyć alternatywy.

Żadna z metodologii określonych poniżej nie jest doskonała i opinia ekspertów będzie niezbędna do ukończenia tej oceny. Zagadnienia, które mogą być ważne (szczególnie w sytuacji lokalnej [18, Agencje Środowiska Wielkiej Brytanii, 2002]) [62, Federalna Agencja Środowiska Niemcy, 1999] to *między innymi*:

- wkład do standardu środowiskowego: jeśli wkład procesu substancji jest bardzo niski w porównaniu do swojego standardu, to będzie on mniej ważny w procesie podejmowania decyzji niż w przypadku, gdy wkład jest wysoki
- jakość środowiskowa: w przypadku, gdy istniejąca jakość środowiskowa jest niska, większe znaczenie (szczególnie w sytuacji lokalnej) może być kładzione na ocenę względnej skuteczności w zmniejszaniu wkładu z procesu do tego aspektu środowiska
- obecność wrażliwych receptorów: można nadać większe znaczenie, tam gdzie istnieje lokalne sąsiedztwo receptorów lub siedlisk, które są szczególnie wrażliwe na działanie substancji lub jej wpływ
- charakter skutków: długoterminowe nieodwracalne skutki mogą być uważane za gorsze, niż krótkoterminowe odwracalne
- uporczywe, bioakumulacyjne, toksyczne i rakotwórcze substancje, które są priorytetem ze względu na ich potencjalne efekty transgraniczne i przenoszenie na dalekie odległości.

### 2.6.1 Proste porównanie każdego z problemów środowiskowych

Korzystając z wartości obliczonych w wytycznej 3, można przeprowadzić proste porównanie, aby przekonać się, która z alternatyw osiąga najlepsze wyniki dla każdego z problemów środowiskowych. Jest to szybka i prosta ocena, ale nie daje żadnych wskazówek, co do wielkości różnic pomiędzy każdą z alternatyw, dlatego potrzebna będzie jeszcze dyskusja na temat tego, jak istotne są te różnice. Jak wspomniano powyżej, analiza wrażliwości na czynnikach składnika zwiększa obiektywizm oceny alternatyw.

### 2.6.2 Normalizacja europejskich wielkości całkowitych

Skutki wariantów można znormalizować, w stosunku do wspólnej wartości referencyjnej. Wspólnym punktem odniesienia może być układ, że alternatywa stałaby się konkretnym europejskim obciążeniem całkowitym (np. wkład, że rozpatrywana alternatywa wytwarza całkowitą europejską wielkość emisji na poziomie  $4,7 \times 10^{12}$  kg ekwiwalentu dwutlenku węgla). Może to być wykorzystane, jako mechanizm oceny znaczenia różnych skutków dla środowiska pochodzących z wariantów alternatywnych. (Jest to analogiczne do etapu „analizy wkładu” w ocenie cyklu życia.)

Największą trudnością tej procedury jest ustalenie wspólnego punktu odniesienia, w stosunku do którego nastąpić ma normalizacja. Niektóre prace zostały już przeprowadzone w celu ustalenia wspólnych punktów odniesienia dla wszystkich europejskich ładunków całkowitych, a te, które zostały wydzielone dla problemów wykorzystywanych w metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska są wymienione w tabeli 2.2 poniżej.

Problem środowiskowy	Jednostki	Europejski ładunek całkowity (1994/1995)
Energia <sup>1</sup>	MJ/rok	$6.1 \times 10^{13}$
Odpady <sup>1</sup>	kg/rok	$5.4 \times 10^{11}$
Toksyczność dla człowieka		Brak
Globalne ocieplenie (100 letni horyzont czasowy) <sup>2</sup>	ekwiwalentu kg CO <sub>2</sub> /rok	$4.7 \times 10^{12}$
Toksyczność w środowisku wodnym		Brak
Zakwaszenie <sup>2</sup>	ekwiwalentu kg SO <sub>2</sub> /rok	$2.7 \times 10^{10}$
Eutrofizacja <sup>2</sup>	ekwiwalentu kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /rok	$1.3 \times 10^{10}$
Zubażanie ozonu (nieskończony horyzont czasowy) <sup>2</sup>	ekwiwalentu kg CFC-11/rok	$8.3 \times 10^7$
Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu	ekwiwalentu kg etylenu /rok	$8.2 \times 10^9$

<sup>1</sup> Na podstawie [9, Blonk TJ et al, 1997] – odpady byłyby lepiej podzielone na niebezpieczne, inne niż niebezpieczne oraz obojętne, jeśli chodzi o wielkości, jeśli dane byłyby dostępne<sup>2</sup>  
<sup>2</sup> Na podstawie [8, Huijbregts, et al., 2001]

Tabela 2.2: Europejskie ładunki całkowite

Użytkownicy powinni zachować ostrożność przy użyciu tej metodologii. Europejskie wielkości całkowite wymienione powyżej, obciążone są znaczną niepewnością tak więc wnioski, które można z nich wyciągnąć należy traktować z ostrożnością. Dlatego zalecane jest branie pod uwagę tylko różnic w rzędzie wielkości.

### 2.6.3 Normalizacja w stosunku do europejskiego rejestru emisji zanieczyszczeń

Do celów tej metodologii, znane poziomy emisji różnych zanieczyszczeń, wynikające z zastosowania różnych technik można porównać do całkowitej emisji z instalacji IPPC na terenie UE, jak przedstawiano europejskiemu rejestrowi emisji zanieczyszczeń (EPER<sup>4</sup>). Porównanie może być przeprowadzone, albo przy użyciu zagregowanych danych dla wszystkich sektorów IPPC, albo bardziej odpowiednio używając zagregowanych danych dla danego sektora IPPC, o którym mowa. Może to być przeprowadzane przy użyciu danych ogólnoeuropejskich lub ogólnokrajowych. Poniższy prosty przykład może służyć, jako ilustracja tego, jak emisje mogą być znormalizowane.

Jedna z technik może prowadzić do emisji metanu do powietrza na poziomie odpowiadającym 0,01% całkowitej emisji metanu do powietrza w sektorze (UE), w tym samym czasie, poziom emisji fenoli do wody odpowiadał 1% całkowitej emisji fenolu do wody w sektorze (UE). Podobnie druga technika może prowadzić do emisji metanu do atmosfery na poziomie odpowiadającym 0,1% całkowitej emisji metanu do powietrza w sektorze (UE) i emisji fenoli do wody odpowiadającej 0,001% całkowitej emisji fenolu do wody w sektorze (UE). W porównaniu do pierwszej techniki, druga prowadzi do odpowiednio 10 krotnie większej emisji metanu do powietrza, ale odpowiednio 1000 razy niższej emisji fenolu do wody.

Podczas korzystania z danych EPER, należy pamiętać, że dane w sposób nieuchronny nie będą w 100% dokładne i będą zawierać podobny poziom niepewności jak europejskie ładunki całkowite. Dlatego też zaleca się branie pod uwagę tylko różnic w rzędzie wielkości.

<sup>4</sup> W dniu 17 lipca 2000 r. Komisja przyjęła decyzję 2000/479/WE w sprawie wdrożenia Europejskiego Rejestru Emisji Zanieczyszczeń (EPER) zgodnie z artykułem 15 (3) Dyrektywy IPPC.

Informacje na temat emisji 50 zanieczyszczeń i grup zanieczyszczeń powyżej pewnych sztywnych progów z zakładów objętych Dyrektywą IPPC będą dostępne w EPER. W czerwcu 2003 r., państwa członkowskie po raz pierwszy zostały zobowiązane do przekazywania Komisji danych dotyczących całkowitych rocznych emisji w roku 2001 (opcjonalnie 2000 r. lub 2002 r.). Po więcej informacji na temat zanieczyszczeń, które są objęte EPER, patrz decyzja Komisji 2000/479/WE ([http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/lif/reg/en\\_register\\_151020.html](http://www.europa.eu.int/eur-lex/en/lif/reg/en_register_151020.html)).

Komisja, wspomagana przez Europejską Agencję Ochrony Środowiska, czyni dane w rejestrze EPER publicznie dostępnymi przez rozpowszechnianie przekazywanych danych w Internecie, w tym ujawnia szczegółowe dane lokalizacyjne istotnych źródeł zanieczyszczeń, jak również różne dane zagregowane. (<http://www.eper.cec.eu.int>).

### 2.6.4 Badania przesiewowe lokalnych skutków dla środowiska

Artykuł 9 (4) oraz motyw 18 Dyrektywy przewiduje, że do państw członkowskich należy decyzja, w jaki sposób uwzględnić lokalne warunki środowiskowe. Artykuł 3 Dyrektywy wymaga jednak, aby instalację prowadzić tak, aby nie powodować istotnego zanieczyszczenia. Określenie BAT dla sektora nie może uwzględniać szczegółowych zagadnień lokalnych. Ta sekcja opisuje, w jaki sposób można oszacować znaczenie lokalne. W całej Europie istnieją znaczne różnice w środowiskach przyjmujących, lokalnie w otaczających stężeniach zanieczyszczeń i priorytetach środowiskowych. Dla każdego indywidualnego procesu, oceny prawdopodobnych wpływów propozycji mogą wymagać szczegółowego rozcieńczania i modelowania dyspersji poszczególnych zanieczyszczeń. Czynniki rozcieńczenia zaprezentowane poniżej, mogą być używane jako szybkie narzędzie przesiewowe do oceny, które zanieczyszczenia mogą potrzebować bardziej szczegółowego modelowania w sytuacji lokalnej. Różne techniki mogą być równie odpowiednie w zależności od procedur i standardów jakości środowiska, które wdrożyły państwa członkowskie.

Czynniki rozcieńczania wymienione poniżej, są w wielu przypadkach uważane za wystarczającą ochronę [18, Agencje Środowiska Wielkiej Brytanii, 2002] [45, Goetz, et al., 2001]. Niemniej jednak, mogą wystąpić sytuacje lokalne, w których normy jakości środowiska dla substancji zanieczyszczających zostały już przekroczone lub znajdują się w pobliżu jego progu. W takich przypadkach może być wskazana szczegółowa ocena zanieczyszczeń, aby ocenić prawdopodobny wpływ. Mogą wystąpić także przypadki, w których pojawi się potrzeba rozważenia dyspersji i wpływów emisji na dalekie odległości. Alternatywnie, zrzut z procesu IPPC może przejść przez oczyszczalnię ścieków przed odprowadzeniem do cieków wodnych, w którym to przypadku należy wziąć pod uwagę prawdopodobny wpływ ostatecznego zrzutu do cieków wodnych. Podczas gdy ta sekcja koncentruje się na emisji do powietrza i wody, inne problemy, takie jak wycieki i hałas mogą mieć znaczenie na poziomie lokalnym. Ostatecznie decyzje o tym, jakie podejście jest stosowane oraz czy wskazane jest szczegółowe modelowanie, będą musiały być podejmowane lokalnie.

#### **Badania przesiewowe skutków środowiskowych**

Aby zbadać, czy skutki dla środowiska mogą być istotne na poziomie lokalnym, można zastosować następującą metodologię, jako prosty wskaźnik.

$$\text{Stężenie rozproszone} = \frac{\text{stężenie emisji} \left( \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \text{ lub } \frac{\text{mg}}{\text{l}} \right)}{\text{czynnik rozcieńczenia}}$$

W przypadku braku aktualnych typowych danych, można użyć standardowych czynników rozcieńczenia do takich badań przesiewowych:

- w odniesieniu do zrzutów do wody, współczynnik rozcieńczenia 1000
- w odniesieniu do uwolnień do powietrza, współczynnik rozcieńczenia 100000 (na podstawie uwolnienia z komina np. z instalacji spalania)

Wynikające stężenie rozproszone może być wtedy porównane do odpowiednich norm jakości środowiska lub podobnego standardu.

Jeśli uwolnienie nie przyczynia się do stężenia rozproszonego większego niż 1% odpowiednich norm jakości środowiska lub podobnego standardu, wtedy emisja bywa traktowana, jako nieistotna (patrz tekst powyżej tego pola).

## 2.7 Wnioski na temat skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Metodologie opisane powyżej pozwalają na porównania pomiędzy wariantami procesu. Wytyczne są zaprojektowane tak, aby ocena była jak najbardziej przejrzysta. W celu zapewnienia skuteczności oceny, wystąpiła konieczność uproszczenia metodologii. Tym samym osiągnięto równowagę pomiędzy złożonością oceny, a zasobami wymaganymi podczas korzystania z niej. Użytkownicy muszą to zrozumieć i zapewnić, że ostateczna decyzja nie jest zniekształcona ze względu na te uproszczenia.

Wytyczne dotyczące skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska powinny być używane ostrożnie, ograniczenia wynikające z metodologii zostały wyróżnione w tekście. Jednym z największych problemów jest wybór mnożników, ponieważ te mogą w znacznym stopniu zafałszować wyniki. Zaufanie do wyników obliczeń maleje, gdy używane są mnożniki i agregowane są różne zanieczyszczenia. Obawy dotyczące wydzielenia mnożników zostały również wyróżnione w tekście. Gdy każdy krok wprowadza dalszą niepewność, akumulują się zespoły błędów wokół liczb.

Mimo, że opisana tutaj ocena skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska jest obszerna, to nie jest ona ani wyczerpująca, ani wyłączna, ponieważ mogą istnieć inne dodatkowe czynniki, które mogą mieć znaczenie w poszczególnych przypadkach. Mogą istnieć na przykład zanieczyszczenia uwolnione z procesu, które nie są przechwytywane przez opisane tutaj problemy środowiskowe. Mogą istnieć też inne zanieczyszczenia, które choć mają skutek w zakresie problemu środowiskowego, to nie mają mnożników, które zostały dla nich wydzielone. Dyrektywa wymaga rozważenia kwestii, które nie mogą być włączone do oceny, takich jak: hałas, wibracje, wyloty, zagrożenia dla środowiska, itp. Użytkownik powinien być czujny i zapewnić, że wszelkie inne ważne skutki dla środowiska, które mogą wystąpić w wyniku wdrażania propozycji, są nadal uwzględnione w ocenie.

Wszelkie nieuwzględnione w pełni zagadnienia lub jakiegokolwiek wątpliwości, co do ważności danych powinny być rozumiane zarówno przez użytkownika metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, jak i decydenta. Przy ocenie rezultatów oszacowania i określaniu, który wariant jest korzystny z punktu widzenia ochrony środowiska, będzie wymagana opinia ekspertów. Użytkownik będzie również musiał zapewnić, że przejrzystość jest utrzymywana przez cały okres oceny i w podjętych decyzjach.





### 3 METODOLOGIA KOSZTOWA

Gdy warianty zostały już uszeregowane ze względu na skuteczność w ochronie środowiska, wariant, który powoduje najmniejszy wpływ na środowisko, jako całość będzie zazwyczaj BAT, chyba że względy ekonomiczne powodują, że nie jest on dostępny [18, Agencja Środowiska Wielkiej Brytanii, 2002]. Po ocenie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, może okazać się konieczne porównanie kosztów alternatywnych technik. W celu zapewnienia alternatywom konsekwentnego traktowania, ważne jest, aby informacje o kosztach, które mogą być wydzielone z różnych źródeł, były gromadzone i przetwarzane w ten sam sposób. Zasady określone poniżej pomogą określić ramy zgodnie, z którymi koszty mogą być gromadzone, przetwarzane i przypisane w sposób przejrzysty tak, aby można było przeprowadzić porównania.

Używając danych o kosztach ważne jest, aby pamiętać, że konwencje rachunkowości różnią się w całej Europie i pomiędzy firmami. W konsekwencji uczciwe porównania informacji o kosztach dla instalacji mogą okazać się bardzo trudne, zwłaszcza, gdy koszty te zostały wydzielone z różnych źródeł lub zostały zmanipulowane na różne sposoby. Metodologia opisana poniżej jest oparta o prace prowadzone przez Robocze Grupy Techniczne IPPC nt. aspektów ekonomicznych i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska i przedstawione w dokumencie „Metodologia kosztowa dla celów BAT” [4, Vercaemst, 2001]. Praca ta była oparta na wytycznych opublikowanych przez Europejską Agencję Ochrony Środowiska – „Wytyczne do określania i dokumentowania danych dotyczących kosztów możliwych środków ochrony środowiska” [6, Europejska Agencja Środowiska, 1999] i na VDI - 3800 Wytyczne [36, VDI, 2000 ].

Metodologia kosztowa określa ramy, które pozwalają na gromadzenie i przetwarzanie danych o kosztach zainstalowania, eksploatacji i utrzymania procesu lub techniki. Przyjęcie spójnego podejścia w taki sposób, pozwala na porównanie alternatyw, nawet jeśli dane wydzielono z różnych firm, różnych branż, różnych regionów lub różnych krajów. Etapy zaangażowane w tym rozdziale, są przedstawione schematycznie na rysunku 3.1 poniżej.



Rysunek 3.1: Etapy metodologii kosztowej

Etapy w tym rozdziale to:

1. Wytyczna 5 - Zakres i identyfikacja alternatyw: ta wytyczna jest analogiczna do wytycznej 1 w metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska.
2. Wytyczna 6 - Gromadzenie i walidacja (zatwierdzenie) danych o kosztach: ta wytyczna prowadzi użytkownika przez kroki niezbędne do gromadzenia i walidacji danych dotyczących kosztów i postępowania z wszelkimi wątpliwościami, które mogą zawierać dane.
3. Wytyczna 7 - Określenie składników kosztów: określa to składniki kosztów, które muszą być włączone lub wyłączone z oceny. Przy ocenie wyników, przydatna dla decydentów może okazać się możliwość zrozumienia, w jaki sposób koszty zostały stworzone i czy koszty są przypisane do kosztów instalacji, czy też są kosztami utrzymania i eksploatacji. Wytyczna wymaga, aby koszty były prezentowane w sposób możliwie najbardziej przejrzysty.
4. Wytyczna 8 - Proces i przedstawienie danych dotyczących kosztów: określa to procedury przetwarzania i prezentacji danych dotyczących kosztów. Istnieje potrzeba uwzględnienia stóp procentowych, stóp dyskontowych, cyklu życia sprzętu oraz wszelką wartość likwidacyjną, którą to urządzenie może posiadać. Tam gdzie to możliwe, koszty te powinny być przedstawione, jako koszt roczny, obliczenia niezbędne do ustalenia tego są wyjaśnione w sekcji **Błąd! Nie można odnaleźć źródła dwołania..**
5. Wytyczna 9 - Przypisywanie kosztów do ochrony środowiska: określa to, w jaki sposób odróżnić koszty ochrony środowiska od kosztów na takie rzeczy jak usprawnienie procesu lub wydajność procesu.

Celem tej metodologii jest przeprowadzenie oceny w jak najbardziej przejrzysty sposób. Koszty powinny być podzielone do wystarczającego poziomu szczegółowości, który pokazuje, jakie koszty są przypisywane do nakładów inwestycyjnych, a które do kosztów eksploatacyjnych i utrzymania. Metodologia oferuje użytkownikowi pewną elastyczność wyboru stóp procentowych i dyskontowych, które najlepiej pasują do rozpatrywanego wniosku. Jednak wybór stóp procentowych i dyskontowych powinien być uzasadniony, a następnie stopy powinny być zastosowane w taki sam sposób dla wszystkich alternatyw tak, aby można było wszystkie porównać w uczciwy sposób. Stosowanie tej zasady powinno umożliwić zarówno użytkownikowi jak i decydentowi porównanie wariantów alternatywnych w sposób przejrzysty i sprawiedliwy. W praktyce dane kosztowe są często szacowane, ale rzadko dostępne w rozbiciu na szczegółowe elementy lub do poziomu, gdzie zmiany kosztów rocznych rok do roku mogą być wykonane z jakimkolwiek stopniem dokładności.

### 3.1 Wytyczna 5 – Zakres i identyfikacja wariantów alternatywnych

Ustalanie zakresu i identyfikacja wariantów alternatywnych jest procesem analogicznym do podejścia określonego w wytycznej 1 metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska. W wielu przypadkach, opisy wydzielone dla wytycznej 1 będą wystarczające, ale jest prawdopodobne, iż pojawią się kolejne informacje, dostępne w celu uzupełnienia opisu. Kwestie takie jak parametry techniczne alternatyw, w tym (oczekiwane) techniczna i ekonomiczna żywotność urządzeń oraz dane operacyjne, takie jak zużycie energii, wykorzystanie odczynników, konserwacja, zużycie wody, itp. również zostały już ustanowione.

Na tym etapie powinno być również możliwe opisanie korzyści dla środowiska, które będą zrealizowane poprzez wdrożenie techniki. Przydatne jest także wyrażenie korzyści dla środowiska naturalnego, jako porównanie z przypadkiem bazowym lub spodziewaną

efektywnością techniki. Efektywność jest często wyrażana w procentach, np. „spalarnia redukuje emisje organiczne o ponad 95%”. Jednak nie zawsze jest to pomocne, ponieważ nie opisuje, czym były niekontrolowane emisje. Dlatego bardziej przydatne jest zapisywanie efektywności na dwa sposoby:

1. jako emisję przypadku bazowego lub wskaźnik emisji dla instalacji wraz z procentową efektywnością techniki, np. „dla procesu emitującego ponad 1000 mg rozpuszczalnika na m<sup>3</sup> powietrza wylotowego, spalarnia będzie miała wydajność niszczenia rozpuszczalnika co najmniej 95%”.

i / lub

2. jako dane o wydajności (emisje lub czynniki emisji) dla instalacji po wdrożeniu środka np. „dla procesu emisji rozpuszczalnika wyposażonego w spalarnię, emisja jest zwykle na poziomie 10 mg rozpuszczalnika na m<sup>3</sup> powietrza wylotowego lub mniejsza”.

Pierwsze podejście pozwala na oszacowanie zarówno ograniczania emisji, jak i pozostałych emisji, podczas gdy drugie dostarcza informacji tylko na temat emisji pozostałych. W opisie nie powinno być żadnych niejasności, ponieważ stanowi on podstawę do gromadzenia danych kosztowych. Przydatna jest też precyzja, zwłaszcza przy opisywaniu techniki i korzyści dla środowiska, których będzie ona dostarczać.

### 3.2 Wytyczna 6 – Gromadzenie i walidacja danych kosztowych

Istnieje wiele źródeł danych, z których można wydzielić dane kosztowe, zaś zastosowalność, aktualność i wiarygodność danych może się różnić w zależności od źródła. Zarówno użytkownik, jak i decydent muszą być świadomi jakichkolwiek obaw, mogących mieć wpływ na wiarygodność danych, jako że mogą one mieć wpływ na wnioski, które zostały sformułowane na podstawie oceny, a tym samym na ostateczną decyzję, która jest podejmowana. Celem wytycznej 6 jest określenie źródeł wykorzystywanych danych kosztowych, aby ustalić ich odwołania oraz doradzenie, jak radzić sobie z jakąkolwiek niepewnością w danych.

Dane są zawsze wydzielone, aby służyć konkretnemu celowi, dlatego mogą zawierać jakiś element subiektywności i należy o tym pamiętać używając danych w celach innych niż pierwotnie założony. Mogą również wystąpić kwestie różnych konwencji rachunkowości i formatów sprawozdań używanych przez różne firmy, stosowanych w różnych krajach. Mogą wystąpić nawet żądania zachowania tajemnicy handlowej dla danych, które będą musiały być traktowane w sposób poufny. Proces postępowania z informacjami poufnymi sprawia, że oceny stają się trudniejsze do zweryfikowania. Wszystkie te kwestie mogą powodować trudności, gdy użytkownik lub decydent będzie próbował potwierdzić (dokonać walidacji) dane lub dokonać znaczących porównań.

Przez całą tę sekcję, w której dokonuje się odniesienia do kosztów, należy pamiętać, że muszą być wzięte pod uwagę wszelkie oszczędności kosztów.

#### 3.2.1 Źródła danych kosztowych

Dane kosztowe można uzyskać z różnych źródeł, ale niezależnie od źródła, użytkownik musi myśleć krytycznie o wiarygodności danych. Koszty mogą być przeszacowane lub niedoszacowane [12, Pickman, 1998]. Dane będą również miały „trwałość”, ponieważ koszty i ceny mogą się zmieniać w czasie. Na przykład, cena techniki może się zwiększyć wraz z inflacją lub może spaść wraz z technologią, która przechodzi z eksperymentalnej do produkowanej masowo. Możliwe źródła danych kosztowych to:

- przemysł, np. plany budowy, dokumentacja projektów przemysłowych, wnioski o pozwolenia
- dostawcy technologii, np. katalogi, oferty
- władze, np. proces udzielania pozwoleń (dla nowych lub aktualizowanych pozwoleń)
- konsultanci
- grupy badawcze, np. programy demonstracyjne
- opublikowane informacje, np. raporty, czasopisma, strony internetowe, materiały z konferencji
- koszty szacunkowe dla porównywalnych projektów z innych branż lub sektorów.

Aby zwiększyć wiarygodność, użytkownik, (jeśli to możliwe) powinien gromadzić dane kosztowe z kilku niezależnych źródeł. Źródło i pochodzenie wszystkich danych powinny być rejestrowane. Pozwoli to w razie potrzeby na przesledzenie i walidację danych w późniejszym terminie. Jeśli źródłem danych jest opublikowany raport lub baza danych, wtedy standardowa bibliografia będzie wystarczająca do tego celu. Jeśli źródło danych jest werbalne lub inną nieudokumentowaną formą komunikacji, to powinno to zostać wyraźnie stwierdzone, a źródło i data zarejestrowane.

Użytkownik powinien dążyć do identyfikacji i wykorzystania najnowszych, wiarygodnych i dostępnych danych. Rok, do którego stosuje się dane kosztowe oraz kurs wymiany powinien być zawsze wyszczególniony. Koszty powinny być zgłaszane, jako „rzeczywiste wydatki”, czyli koszty muszą być zgłoszone w roku, w którym rzeczywiste wydatki zostały lub będą poniesione, nawet, jeśli zostały one następnie dostosowane, aby uwzględnić czas. Zapewnia to przejrzystość i umożliwia użytkownikom manipulowanie danymi w różny sposób w miarę potrzeby. Wytyczne, jak dostosować dane kosztowe z uwzględnieniem czasu, inflacji oraz w sprawie stosowania stóp dyskontowych, są określone w wytycznej 8.

### 3.2.2 Dokumentowanie niepewności danych

Jako minimum, ocena powinna zawierać omówienie kluczowych niepewności związanych z danymi. W niektórych przypadkach może wystąpić wiele niepewności związanych z danymi kosztowymi i wynikami operacyjnymi proponowanej techniki. Te niepewności mogą być skutkiem braku dostępnych informacji lub dlatego, że podstawowe założenia dotyczące danych kosztowych nie zawsze są przejrzyste.

Podejście wcześniej opisane w ocenie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska (Sekcja 2.4.1) jest użytecznym wskaźnikiem, jak postępować z niepewnością w danych. W wielu przypadkach wystąpią środki ilościowe lub zakres niepewności, które można przypisać do danych. Tam gdzie informacje te są dostępne, powinny być rejestrowane tak, aby mogły być później wykorzystywane w ocenie do budowy zaufania w górnych i dolnych zakresach, poprzez przeprowadzenie analizy wrażliwości. W przypadku braku informacji o danych ilościowych, można wykorzystać system oceny jakości danych, aby dać wskazanie jakościowe, co do wiarygodności danych. Wynik oceny daje orientacyjną wskazówkę użytkownikowi lub czytelnikowi w kwestii zaufania, jakie mogą mieć do danych i pozwala wskazać, jak gruntowne muszą być analizy wrażliwości.

### 3.2.3 Podsumowanie Wytycznej 6

W kontekście niniejszej wytycznej, następujące elementy są uważane za ważne:

- pochodzenie informacji powinno być zawsze jasno określone (rok i źródło)
- dane powinny być możliwie najbardziej reprezentatywne
- dane kosztowe powinny być gromadzone z kilku (niezależnych) źródeł
- źródło i pochodzenie wszystkich danych należy zarejestrować możliwie jak najdokładniej

- powinno się stosować najnowsze dostępne i wiarygodne dane
- rok danych kosztowych i zastosowany kurs wymiany powinny być zawsze wyszczególnione
- koszty powinny być zgłaszane, jako rzeczywiste wydatki
- w celu opisanego ważności danych (jeśli to możliwe), powinny być podane zakresy ilościowe. Jeśli nie jest to możliwe, wtedy powinno być wykorzystane wskazanie jakościowe.

### 3.3 Wytyczna 7 – Definiowanie składników kosztów

Aby pomóc w porównywaniu danych, składniki kosztów, które zostały uwzględnione w danych kosztowych powinny być wyraźnie wyszczególnione, gdy ocena jest zgłaszana. Celem niniejszej wytycznej jest zdefiniowanie, które składniki kosztów powinny być włączane lub wyłączone, a także danie wskazówki, jak zawarte elementy powinny być zgłaszane. Podział kosztów na elementy składowe, np. inwestycje, koszty eksploatacji i utrzymania, itp., jest istotny dla przejrzystości procesu, choć często w praktyce trudno jest podzielić koszty pomiędzy procesem, a ochroną środowiska.

Następująca hierarchia jest użyteczna dla poziomu dezagregacji danych kosztowych:

- (1) Całkowite **nakłady inwestycyjne**, całkowity roczny koszt **eksploatacji / utrzymania** i całkowite roczne **zyski / dochody**, wszystkie powinny być zgłaszane osobno.
- (2) **wydatki inwestycyjne** powinny być podzielone pomiędzy wydatki na sprzęt kontrolujący zanieczyszczenia i kontrolę procesu lub wydatki na instalację.
- (3) o ile to możliwe, roczne **koszty eksploatacji i utrzymania** powinny być rozdzielone pomiędzy energię, materiały i usługi, robocizną oraz stałe koszty eksploatacji i utrzymania.

Wszystkie koszty powinny być mierzone w odniesieniu do wariantu Alternatywą jest zwykle istniejąca sytuacja lub „przypadek bazowy”, w którym technika ochrony środowiska nie została wdrożona. Przypadek bazowy został ustanowiony z metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska i koszty alternatywne będą wyrażane w stosunku do przypadku bazowego. Dla nowych zakładów, koszt wszystkich wariantów będzie musiał być zadeklarowany.

#### 3.3.1 Lista kontrolna składników kosztów

Dezagregacja danych kosztowych pomiędzy poszczególne składniki kosztów jest przydatna i powinna być przeprowadzana w jak największym stopniu. Te trzy listy kontrolne przedstawione poniżej, zawierają niektóre składniki kosztów, które są najbardziej przydatne do oceny. Lista kontrolna obejmuje swym zakresem „koszty inwestycji”, „koszty eksploatacji i utrzymania” oraz „dochody”, „koszty uniknięte i korzyści”. Listy te nie są wyczerpujące i inne elementy mogą być istotne w indywidualnych przypadkach.



## Koszty Inwestycji

### Wydatki instalacyjne:

Pożyteczne może okazać się, zdezagregowanie kosztów do takiego poziomu szczegółowości, w którym znane są następujące elementy:

- definicja projektu, projektowania i planowania
- zakup gruntów
- ogólne przygotowanie terenu
- budynki i prace budowlane (w tym fundamenty / wsporniki, montaż, elektryka, rurociągi, izolacja, malowanie, itp.)
- inżynieria, budowa i wydatki terenowe
- koszty wyboru wykonawcy i opłaty wykonawcy
- testowanie wydajności
- koszty rozruchu
- koszt kapitału obrotowego
- koszty związane z likwidacją<sup>5</sup>.

Uwaga: Inwestycje mogą obejmować również straty w produkcji w danym okresie czasu, np. podczas zmiany lub czasowych przerw w produkcji. Zdarza się to często, podczas wdrażania środków, które są włączone do procesu. Koszty te mogą być specyficzne dla poszczególnych przypadków i dlatego muszą być wykazane osobno. Mogą pojawić się możliwości, aby zminimalizować straty w produkcji poprzez planowanie modyfikacji zakładu w taki sposób, aby pokrywała się ona z zaplanowanym okresem utrzymywania (konserwacji). Jeśli można podjąć takie działania, to istnieje możliwość obniżenia kosztów i tym samym przydatne staje się wymienienie tych kosztów oddzielnie tak, aby mogły zostać ocenione. Jeżeli znany jest czas potrzebny do zainstalowania urządzeń służących redukcji emisji, to powinien on również być wyszczególniony.

### Wydatki na sprzęt kontrolujący zanieczyszczenie:

- koszt sprzętu
- podstawowe urządzenia do kontroli zanieczyszczeń
- sprzęt pomocniczy
- oprzyrządowanie
- jakikolwiek powiązany ładunek sprzętu
- modyfikacje innego sprzętu.

### Rezerwa na nieprzewidziane wydatki:

W szacunkach wydatków inwestycyjnych, suma pieniędzy lub „rezerwa na nieprzewidziane wydatki” jest czasami włączona na pokrycie wydatków, które nie mogą zostać precyzyjnie określone. Są to rzeczy, o których wiadomo, że się staną, ale nie mogą być określone na tyle dokładnie, by mogły być wycenione i dodane do oszacowania. W miarę postępów projektu oraz, gdy definicja projektu staje się coraz bardziej szczegółowa, nieprzewidziane sytuacje (wydatki) ulegną zmniejszeniu. Wysokość tej rezerwy na nieprzewidziane wydatki jest kwestią oceny i doświadczenia i będzie zależała przede wszystkim od stopnia technicznego zaufania, które można umieścić w projekcie. Zwykle jest przytaczana, jako procent wydatków inwestycyjnych. Wszelkie wydatki rezerwowe muszą być notowane oddzielnie, aby zapewnić przejrzystość, jeśli notowane są różne stawki rezerwowe dla branych pod uwagę technik alternatywnych, to różnice te muszą zostać uzasadnione.

<sup>5</sup> Gdzie koszty likwidacji i wycofywania z eksploatacji są włączone, tam powinny być one dyskontowane do wartości bieżącej, a wartość rezydualna urządzenia powinna zostać potrącona z kosztów. Zazwyczaj należy przyjąć niższą stopę dyskontową dla tych kosztów od zakładanej dla reszty projektu, dlatego że niepewność związana z oszacowaniem kosztów likwidacji jest taka, że jest bardziej prawdopodobne, iż zostaną one niedoszacowane niż przeszacowane, co mogłoby prowadzić do błędów w założeniach kosztowych.

## **Koszty eksploatacji i utrzymania**

### **Koszty energii:**

- energia elektryczna                                  gaz ziemny
- produkty ropopochodne                              węgiel lub inne paliwa stałe.

Uwaga: użytkownicy danych kosztowych i decydenci muszą zrozumieć fizyczne materiały, do których odnoszą się koszty i ich ceny. Na przykład, raport powinien skwantyfikować użytą energię elektryczną, jej cenę jednostkową, jak również całkowity koszt, np. „koszt energii elektrycznej wynosi 4000 euro rocznie (100.000 kilowatogodzin rocznie w cenie 0,04 EUR za kilowatogodzinę)”. Klasa paliwa powinna również być podana (tam gdzie jest znana).

### **Koszt materiałów i usług:**

- części zamienne
- środki pomocnicze, takie jak substancje chemiczne, woda
- usługi środowiskowe, takie jak przetwarzanie odpadów i utylizacja.

Uwaga: może być użyteczny do przekazywania informacji, które kwalifikują kwoty, jak również koszty jednostkowe, takie jak wszelkie założenia dotyczące częstotliwości wymiany, np. „przez okres 10 lat katalizator może być zmieniony trzy razy”.

### **Koszty robocizny:**

- utrzymanie, nadzoru, pracowników obsługi
- szkolenie powyższej obsługi.

Uwaga: koszty robocizny są obliczane przez pomnożenie liczby osobo-lat na rok przez koszt powiązany z rocznym wynagrodzeniem brutto dla pracownika w odpowiednim sektorze. Tam gdzie wymagana robocizna nie jest znana, koszty te (w tym koszty ogólne omówione poniżej) mogą być wycenione, jako procent ceny zakupu sprzętu oraz kosztów związanych. VROM [38, VROM, 1998] sugerują, 3 - 5%, ale raport CEEP 20 - 25% [37, CEEP, 2003]. Są to bardzo przybliżone wielkości i w związku z tym podstawy do wybranych stawek procentowych powinny być wyraźnie określone w ocenie.

### **stałe koszty eksploatacji / utrzymania:**

- składki na ubezpieczenie
- opłaty licencyjne
- zasady postępowania
- inne koszty ogólne (np. administracja).

Uwaga: jeśli koszty robocizny dla eksploatacji i utrzymania są znane, to koszty ogólne można wycenić jako procent kosztów robocizny, na przykład VROM [38, VROM, 1998] sugerują, 10 - 20% kosztów robocizny, CEEP zgłasza 50% kosztów robocizny [37, CEEP, 2003]. Ponownie, są to bardzo przybliżone wielkości i w związku z tym podstawy do wybranych stawek procentowych powinny być wyraźnie określone w ocenie.

### **Późniejsze koszty:**

Wdrożenie nowej techniki może prowadzić do zmian w procesie produkcji, co z kolei może prowadzić do wzrostu kosztów, na przykład spadek efektywności systemu lub gorszej jakości produktu. Wydzielone koszty powinny zostać oceniane w miarę możliwości i jasno zidentyfikowane w raporcie o wynikach [36, VDI, 2000].

### **Dochody, koszty uniknięte i korzyści**

Tam gdzie rozpatrywane alternatywy mogą przynieść korzyści pozaśrodowiskowe, dochody lub mogą prowadzić do uniknięcia pewnych kosztów, to powinny one być wykazywane oddzielnie od nakładów inwestycyjnych lub kosztów eksploatacji i utrzymania.

Przykładami dochodów, kosztów unikniętych i późniejszych korzyści [6, Europejska Agencja Środowiska, 1999] są:

#### **Dochody:**

- sprzedaż oczyszczonych ścieków do nawadniania
- sprzedaż wyprodukowanej energii elektrycznej
- sprzedaż popiołów na materiały budowlane
- wartość rezydualna sprzętu (patrz wyżej).

#### **Koszty uniknięte:**

- oszczędności na surowcach
- oszczędności na środkach pomocniczych (chemikalia, woda) i usługi
- oszczędności w zużyciu energii
- oszczędności na robociźnie
- oszczędności na monitorowaniu emisji
- oszczędności na utrzymaniu (konserwacji)
- oszczędności kapitału ze względu na bardziej efektywne wykorzystanie zakładu
- oszczędności na kosztach utylizacji.

Zaleca się, aby te dodatkowe oszczędności były również podane w sensie fizycznym, jak np.:

- ilość zaoszczędzonej energii
- ilość przydatnych produktów ubocznych, odzyskanych i sprzedanych
- ilość zaoszczędzonych roboczogodzin.

#### **Późniejsze korzyści:**

Wdrożenie nowej technologii może prowadzić do zmian w procesie produkcji, co z kolei może prowadzić do obniżenia kosztów, na przykład, wzrost efektywności systemu lub poprawa jakości produktu. Wydzielone korzyści powinny być oceniane w miarę możliwości i jasno zidentyfikowane w raporcie o wynikach [36, VDI, 2000].

### **3.3.2 Koszty, które muszą być zidentyfikowane oddzielnie**

**Podatki i subsydia** - Ekonomisci czasami odnoszą się do subsydiów i podatków, jako płatności transferowych, gdyż nie stanowią one kosztów ekonomicznych dla społeczeństwa, jako całości, lecz jedynie przenoszą zasoby od jednej grupy społeczeństwa, do innej. Kilka przykładów tych podatków to podatki od zakupu, podatki od nieruchomości, podatki od paliwa oraz podatki od innych materiałów eksploatacyjnych, podatek od wartości dodanej, itp. Zwykle są one wyłączone z obliczeń „kosztów społecznych” (oceny kosztów wpływu na społeczeństwo, jako całości), ale rozważając „koszty prywatne” (koszty dla prowadzącego), koszty te mogą być bardzo istotne.

Podatki i subsydia powinny być wyodrębnione w celu zapewnienia, przejrzystości oceny (ta informacja może być już włączona do źródła, z którego dane zostały pobrane).

**Koszty pośrednie** - Koszty pośrednie to koszty, które można przypisać zmianom popytu na rynku oraz ich konsekwencje, takie jak zmiany w produkcji i zatrudnieniu. Te powinny być wyłączone z oceny kosztów. Jeśli nie jest to możliwe (ponieważ są one zawarte w informacji źródłowej), to koszty pośrednie powinny być określone i zgłoszone osobno.

**Koszty zewnętrzne** – Koszty zewnętrzne powinny być wyłączone. Koszty te nie są częścią metodologii kosztowej i nie są wykorzystywane w celu ustalenia kosztów ocenianych technik alternatywnych. Definicja i użycie kosztów zewnętrznych zostały omówione w dalszej części rozdziału 4.

### 3.3.3 Czynniki skali dla zakładów

W przypadku, gdy znane są koszty dla jednego rozmiaru zakładu i potrzebne jest oszacowanie kosztów dla innej wielkości zakładu, biorąc pod uwagę możliwe korzyści skali, to można to przeprowadzić przy użyciu metody „wykładnika skali”. Metoda „wykładnika skali” może być wykorzystana do zwiększenia (lub zmniejszenia) kosztów poszczególnych elementów zakładu, jak również zakładu, jako całości. Metodologia jest wyjaśniona poniżej.

#### Metoda „wykładnika skali”

Do obliczania kosztów zakładu zbudowanego w innej skali niż oryginalna wycena, równanie poniżej podaje przybliżoną wartość.

W równaniu, koszt zakładu w skali x to  $C_x$  (skala może być miarą rozmiaru lub przepustowości, ale jednostki dla obu zakładów muszą być takie same), a koszt zakładu w skali y to  $C_y$ , które można obliczyć za pomocą wzoru.

$$C_y = C_x \left[ \frac{y}{x} \right]^e$$

Gdzie:

**$C_y$ :** koszt zakładu y

**$C_x$ :** koszt zakładu x

**y:** skala zakładu y (czy będzie to wielkość, czy przepustowość)

**x:** skala zakładu x (czy będzie to wielkość, czy przepustowość)

**e:** przybliżony czynnik zbliżenia (patrz poniżej)

Wartość wykładnika skali „e” waha się między zakładami, tak samo jak między sprzętami. Jednak uśredniony wpływ na całkowity koszt zakładu zawierającego szereg elementów jest taki, że wartość 0,6 dla „e” jest z grubsza poprawna, gdy jako parametr skalowania wykorzystywana jest przepustowość (jak to jest w przypadku większości rafinerii i zakładów petrochemicznych).

Jeśli zdolności produkcyjne zakładu są zwiększone poprzez zwiększenie produkcji jednostki głównej, to wartość „e” pomiędzy 0,6 a 0,7 jest odpowiednia.

W przypadku bardzo dużych zakładów, gdzie elementy wyposażenia muszą być duplikowane w celu zwiększenia skali, wykładnik może być wyższy, na przykład, jeśli produkcja zostaje zwiększona poprzez zwiększanie liczby jednostek, to wartość „e” od 0,8 do 1, może być bardziej odpowiednia.

Użytkownicy i decydenci muszą zrozumieć, że są to tylko przybliżone wielkości. Ponownie, gdy metodologia ta zostanie zastosowana, użytkownik będzie musiał jasno to określić.

### 3.3.4 Podsumowanie Wytycznej 7

Następujące punkty są podsumowaniem kosztów, które powinny być określone i przedstawione w ocenie:

1. koszty muszą być zgłaszane, jako dodatek do „przypadku bazowego”
2. fizyczne dane oraz ceny muszą być zgłaszane
3. koszty muszą być zdezagregowane w możliwie największym stopniu, przynajmniej do poziomu:
  - wydatki na inwestycje
    - koszty instalacji
    - sprzęt kontrolujący zanieczyszczenia
    - rezerwa na nieprzewidziane wydatki
  - koszty eksploatacji i utrzymania
    - koszty energii
    - materiały i usługi
    - koszty robocizny
    - stałe koszty eksploatacji i utrzymania
    - koszty późniejsze
4. wykaz dochodów, koszty uniknięte i korzyści powinny być zgłaszane oddzielnie
5. podatki i subsydia powinny być zgłaszane oddzielnie
6. koszty pośrednie powinny być zgłaszane oddzielnie
7. na tym etapie koszty zewnętrzne powinny zostać wyłączone.

W przypadku, gdy szczegółowe dane kosztowe nie są dostępne w takim samym stopniu dla wszystkich porównywanych wariantów, potrzebne będzie zachowanie dodatkowej ostrożności w końcowym podejmowaniu decyzji tak, aby nie zostać wprowadzonym w błąd z powodu braku danych.

### 3.4 Wytyczna 8 – Proces i przedstawienie danych kosztowych

Po zgromadzeniu danych kosztowych, muszą one zostać poddane manipulacji, aby umożliwić uczciwe porównanie rozpatrywanym wariantom alternatywnym. Pojawia się często potrzeba zajęcia takimi kwestiami jak: różny cykl życiowy alternatyw, stopy procentowe, koszt spłaty kredytu, skutki inflacji oraz kurs wymiany. Użytkownik musi również być w stanie dokonać porównania między kosztami, które mogły zostać wydzielone w różnym czasie. Niektóre metodologie przedstawione poniżej służą manipulowaniu i wyrażaniu kosztów w taki sposób, aby można było przeprowadzić uczciwe porównania. Metodologie są ponownie wydzielone z wytycznej Europejskiej Agencji Środowiska, „Wytyczne do określania i dokumentowania danych dotyczących kosztów możliwych środków ochrony” [6, Europejskiej Agencji Środowiska, 1999].

Najważniejszą kwestią przy manipulowaniu kosztami jest to, że zaangażowane metodologie i etapy są przejrzyste. Istnieje pewna elastyczność, na przykład przy stosowaniu różnych stóp procentowych i kursów wymiany w zależności od okoliczności, ale przez ten cały etap w ocenie, użytkownik musi uzasadnić dokonane wybory i zapewnić przejrzystość wszystkich użytych obliczeń.

#### 3.4.1 Kurs wymiany

Jeżeli ceny zostały podane w innych walutach, wtedy często muszą być poddane konwersji do wspólnej waluty. Podczas wykonywania takiej konwersji, użytkownik będzie musiał określić kurs wymiany stosowany w obliczeniach, a także źródło i datę tegoż kursu wymiany. Ważne źródło europejskich indeksów cen i kursów wymiany jest przedstawione w załączniku 10.

### 3.4.2 Inflacja

Ogólny poziom cen i relatywne ceny towarów i usług (np. techniki ochrony środowiska) zmieniają się w czasie z powodu inflacji. Dlatego też istnieje potrzeba porównania różnych kosztów i korzyści, poniesionych lub zrealizowanych w różnych okresach czasu. Istnieje również potrzeba porównania cen dla wariantów alternatywnych, które mogły być przedstawione w różnych latach.

Inflacja może być również istotnym czynnikiem w kalkulacji kosztów z punktu widzenia konstruktora. Budowa zakładu może potrwać kilka lat od czasu usankcjonowania kapitału, w zależności od wielkości i złożoności tegoż zakładu. Koszty robocizny i materiałów mogą eskalować w okresie budowy. Zatem ostateczny koszt zakładu będzie wyższy niż w przypadku zakładu, który zostałby skonstruowany natychmiast, gdy wydatek został faktycznie usankcjonowany. Teoretyczny koszt zakładu nabytego i wzniesionego natychmiast jest znany, jako „wskaznik” lub koszt „natychmiastowy”. Aby oszacować końcowy pieniężny koszt „ukończenia” zakładu, wymagana jest wiedza o oczekiwanym terminarzu etapowego rozłożenia kapitału w okresie budowy, wraz z oczekiwaną stopą inflacji cen. Jeśli kapitał inwestycyjny jest etapowy, to może być to także obliczone, jako bieżąca wartość w bieżącym roku (patrz sekcja 3.4.2.1).

Metodologie określone poniżej pozwalają użytkownikowi wyrazić ceny, które były przedstawione w ciągu jednego roku w ekwiwalentnej cenie w „roku bazowym”. Różnica między cenami realnymi i nominalnymi jest wyjaśniona w sekcji 3.4.2.2. Więcej informacji na temat dyskontowania i stóp procentowych można znaleźć w sekcji 3.4.3.

#### 3.4.2.1 Ustalenie cen w roku bazowym

Dane kosztowe, które są dostępne dla różnych technik ochrony środowiska, mogą odnosić się do różnych lat. Na przykład, koszty środka trwałego jednego systemu kontroli zanieczyszczenia mogą być wyceniane w cenach bieżących z 1991 roku, natomiast koszty środka trwałego innego systemu, mogą być wyceniane w cenach bieżących z 1995 roku. Tym samym bezpośrednie porównanie dwóch zestawów danych może wprowadzać w błąd. Ponadto, dane kosztowe dla niektórych środków ochrony środowiska mogą być dostępne tylko dla lat innych niż rok bazowy badania. Na przykład, przypadek referencyjny może podać koszt części sprzętu do kontroli zanieczyszczeń w wys. 1,5 mln DEM w 1992 roku, jednak rokiem bazowym badania, dla którego dane są wymagane może być 1995r. Zakładając, że ceny wzrosły w okresie pośrednim, jeśli podany koszt jest stosowany bezpośrednio w badaniu, to wyniki będą niedoszacowane. Alternatywnie, jeśli rokiem bazowym badania jest 1990, a przedstawiony koszt jest stosowany bezpośrednio, wyniki będą przeszacowane.

Dokonując porównania kosztów między środkami obniżającymi zanieczyszczenie, ważne jest, aby zapewnić, że wszystkie surowe dane o kosztach są wyrażone na podstawie ekwiwalentnych cen, tj. w cenach wspólnego roku. Ponadto, jeżeli dane o kosztach mają służyć, jako wkład do jakiejś formy analizy ekonomicznej, wskazane jest, aby ten „wspólny” rok był odpowiednikiem „roku bazowego” analizy.

Procedura wyrażania surowych danych kosztowych w cenach wybranego roku znajduje się poniżej. Procedura jest wyrażona pod względem „roku bazowego” studium, ale równie dobrze może odnosić się do każdego roku pozostającego w kręgu zainteresowań.



Aby dostosować dane kosztowe do ekwiwalentnej ceny w wybranym roku, konieczne jest zastosowanie regulatora cen, który można uzyskać przez dwa następujące etapy:

**Etap 1:**

regulator cen =

$$\frac{\textit{odpowiedni indeks cen dla roku bazowego} \setminus \textit{analizy}}{\textit{odpowiedni wskaźnik cen dla roku do którego odnoszą się surowe dane kosztowe}}$$

**Etap 2:**

dostosowane dane kosztowe = pierwotne dane kosztowe x regulator cen

Ważne źródło europejskich wskaźników cen znajduje się w załączniku 10.

Tam, gdzie dokonano dostosowania cen w celu wyrażenia danych kosztowych w wybranym roku, wskaźnik używany do tych dostosowań powinien zostać wyraźnie określony.

**3.4.2.2 Ceny rzeczywiste i nominalne**

Zaleca się, aby „ceny rzeczywiste” (zwane czasem „cenami stałymi”) były stosowane w ocenie. Są to ceny, które są przeliczane dla danego roku bazowego w celu uwzględnienia inflacji. Stanowią one przeciwieństwo „cen nominalnych”, które są cenami, jakie byłyby podane w czasie notowania ofert, tj. bez dostosowywania do inflacji. Ceny rzeczywiste mogą zostać określone przez deflację wartości nominalnej z użyciem ogólnego wskaźnika cen, takiego jak domniemany deflator dla „Produktu Krajowego Brutto” lub „Wskaźnik Cen Konsumpcyjnych”.

Kilka prostych relacji do konwersji między cenami „nominalnymi” i „rzeczywistymi”, jest przedstawionych poniżej:

$$\text{cena rzeczywista} = \frac{\textit{cena nominalna w danym roku}}{\textit{deflator cen dla tego roku} \times 100}$$

$$\text{cena nominalna} = \text{cena rzeczywista w danym roku} \times \frac{\textit{deflator cen dla tego roku}}{100}$$

$$\text{deflator cen} = \frac{\textit{nominalna seria cen dla danego roku}}{\textit{rzeczywista seria cen dla tego roku}} \times 100$$

Zastosowany deflator cen oraz to jak został on wydzielony, powinny być udokumentowane w ocenie. Ponownie, użyteczne źródło wskaźników europejskich cen znajduje się w załączniku 10.

Patrz przykład poniżej.

**Przykład****Wyrażanie pierwotnych danych kosztowych na podstawie ceny ekwiwalentnej w roku bazowym.****[6, Europejska Agencja Środowiska, 1999]**

Weźmy pod uwagę system kontroli zanieczyszczeń z rocznymi oszczędnościami energii w wys. 5620 GBP (funtów szterlingów - waluta Wielkiej Brytanii) zarejestrowanymi w cenach bieżących z 1991 roku, czyli zaoszczędza 1 GWh ciężkiego oleju opałowego (HFO - heavy fuel oil) rocznie w cenie 0,00562 GBP za kWh. Załóżmy teraz, że konieczne jest, aby wyrazić dane kosztowe dla tego systemu kontroli w cenach z 1995 r. - jako, że 1995 r. jest rokiem bazowym dla analizy kosztów. Konieczne dostosowanie znajduje się poniżej.

**Etap 1:**

$$\begin{aligned} \text{regulator} &= \frac{\text{cen}}{\text{cen}} = \frac{\left( \frac{\text{obecny indeks cen (HFO) dla brytyjskiego sektora przemysłowego (1995)}}{\text{obecny indeks cen (HFO) dla brytyjskiego sektora przemysłowego (1995)}} \right)}{\left( \frac{\text{obecny indeks cen (HFO) dla brytyjskiego sektora przemysłowego (1995)}}{\text{obecny indeks cen (HFO) dla brytyjskiego sektora przemysłowego (1995)}} \right)} \\ &= \left( \frac{114.2}{87.8} \right) \\ \text{regulator cen} &= \underline{1.301} \end{aligned}$$

**Etap 2:**

$$\begin{aligned} \text{"nominalna" cena HFO (1995)} &= \text{"nominalna" cena HFO (1991)} \times \text{regulator cen} \\ &= 0.00562 \text{ GBP/kWh (1991)} \times 1.301 \\ &= \underline{0.00731 \text{ GBP/kWh (w 1995)}} \end{aligned}$$

Przyszła cena rzeczywista w danym roku jest równa przyszłej cenie nominalnej, podzielona przez jeden, plus wskaźnik inflacji, który panował w rozpatrywanym okresie. Dlatego, korzystając z sezonowo dostosowanego deflatora PKB w cenach rynkowych do pomiaru inflacji w latach 1991 i 1995:

$$\begin{aligned} \text{"rzeczywiste ceny HFO" (1995)} &= \\ &= \left( \frac{0.00731 \text{ GPB/kWh}}{119.8/106.5} \right) \\ &= \underline{0.00650 \text{ GPB/kWh}} \end{aligned}$$

Mianownik powyższego równania jest równoznaczny z:

$$\begin{aligned} &\left( \frac{\text{sezonowo dostosowany deflator PKB w cenach rynkowych (1995)}}{\text{sezonowo dostosowany deflator PKB w cenach rynkowych (1991)}} \right) \\ &= \left( \frac{119.8}{106.5} \right) = \underline{1.125} \\ &= 1 + \text{stopa inflacji pomiędzy 1991 - 1995} \end{aligned}$$

Wartość nominalna rocznych oszczędności energii w cenach z bieżącego roku, w 1995 to 7310 GBP (tj. 1 GWh x 0.00731 GBP /kWh). W ujęciu realnym, roczne oszczędności energii to 6500 GBP (tj. 1 GWh x 0.00650 GBP/kWh).

### 3.4.3 Dyskontowanie

#### 3.4.3.1 Wartość bieżąca

Dyskontowanie jest mechanizmem, dzięki któremu koszty i korzyści, które narastają w różnych punktach czasowych, są wazone tak, aby mogły być wyrażone w tym samym roku, a następnie porównane. Na przykład, wartość 1 EUR dzisiaj, będzie inna niż wartość tego samego 1 EUR za rok, z powodu inflacji, zmiany cen lub po prostu, dlatego że wolimy mieć te pieniądze dziś, a nie za rok. Dyskontowanie pozwala użytkownikowi na porównanie preferencji dla wydatkowania tych pieniędzy dzisiaj lub w przyszłości. Wartość określona przez dyskontowanie, zwana jest „wartością bieżącą”.

„Wartość bieżąca” może zostać określona na podstawie następującego wzoru:

$$\text{Wartość bieżąca} = \frac{\text{koszt}_n}{(1+r)^n}$$

Gdzie:

**Koszt** = koszt projektu na przestrzeni n lat  
**n** = czas trwania projektu (w latach)  
**r** = stopa (procentowa) dyskontowa

Dla serii kosztów, które występują w okresie kilku lat, można użyć następującego wzoru:

$$\text{Wartość bieżąca} = \sum_{t=0}^n \frac{\text{koszt}_t}{(1+r)^t}$$

Gdzie:

**Koszt<sub>t</sub>** = koszt w roku t  
**t** = rok 0 do roku n  
**n** = czas trwania projektu  
**r** = stopa (procentowa) dyskontowa

#### 3.4.3.2 Wartość bieżąca netto

Aby ocenić i porównać alternatywne warianty inwestycyjne, użyto metody „bieżącej wartości netto” (NPV - Net Present Value). Jest to wartość inwestycji obliczonej, jako suma zdyskontowanych przyszłych płatności minus obecny koszt inwestycji.

Wartość bieżąca netto może zostać obliczona w następujący sposób:

$$\text{NPV} = - (\text{wydatki inwestycyjne}) + \sum_{t=0}^n \frac{\text{dochody}_t}{(1+r)^t}$$

Gdzie:

**t** = rok 0 do roku n  
**n** = czas trwania projektu  
**r** = stopa (procentowa) dyskontowa

Metoda NPV uwzględnia „wartość czasową pieniądza”. Wpłaty gotówkowe i dochody są włączone niezależnie od czasu, kiedy zostały zapłacone lub otrzymane. Jednak metoda ta jest silnie uzależniona od użytej stopy dyskontowej. Na przykład, 1% zmiana jednostki stopy dyskontowej może znacząco zniekształcić wyniki.

Obliczenie to jest powszechnie stosowane do oceny komercyjnych wariantów inwestycyjnych i zwykle wymaga dodatniego NPV, który należy osiągnąć przed usankcjonowaniem inwestycji. Zasada ta nie może być jednak użyta przy ocenie inwestycji środowiskowych, ponieważ inwestycje te mogą zwrócić ujemną NPV. Dzieje się tak, dlatego że korzyści dla środowiska wynikające z projektu nie są sprzedawane na rynku, dlatego nie mogą być włączone bezpośrednio do obliczeń. Problem ten jest związany z pytaniem o ceny kalkulacyjne (shadow prices) oraz koszty zewnętrzne, które zostaną objaśnione w rozdziale 4.

### 3.4.3.3 Stopy dyskontowe i procentowe

Koszt kapitału jest różny dla różnych inwestorów, więc stopy procentowe będą się różnić w zależności od tego, kto realizuje inwestycję lub zapewnia finansowanie. Przemysł i handel, inwestycje w rolnictwie, władze regionalne i lokalne, władze centralne i konsumenci, wszystkich dotyczą różne stopy procentowe. Różne stopy procentowe są zwykle stosowane w celu uwzględnienia różnych zagrożeń związanych z projektami. Wyższe stopy procentowe są stosowane dla bardziej ryzykownych inwestycji. Użytkownik powinien wybrać najodpowiedniejszą stopę procentową dla oceny, ale będzie musiał uzasadnić swój wybór. Wszelkie założenia dotyczące stopy procentowej powinny być jasno przedstawione w wynikach. Zauważając, jak za pomocą różnych stóp procentowych można znacząco zmienić wyniki, istnieje silna interakcja z oceną rentowności sektora, patrz sekcja 5.5.

Zaleca się również użycie „rzeczywistych stóp procentowych”. Jest to stopa procentowa, która została dostosowana w celu usunięcia skutków inflacji oczekiwanej lub faktycznej. Alternatywą jest użycie „nominalnej stopy procentowej”. Jest to ta, która nie została dostosowana do usunięcia skutków inflacji oczekiwanej lub faktycznej. Bez względu na to, jaki rodzaj stopy procentowej zostaje wybrany, należy go wyraźnie stwierdzić w ocenie i konsekwentnie stosować w całej analizie. Tak więc rzeczywiste stopy procentowe są używane w połączeniu z cenami rzeczywistymi, a nominalne stopy procentowe są używane w połączeniu z cenami nominalnymi.

Rzeczywista stopa procentowa może być obliczona za pomocą wzoru:

$$\text{rzeczywista stopa procentowa} = \left[ \frac{(1 + \text{nominalna stopa procentowa})}{(1 + \text{stopa inflacji})} \right] - 1$$

Pole poniżej podaje trzy przykłady różnych stóp dyskontowych, które były używane w różnych raportowanych sytuacjach.

#### Trzy przykłady różnych stóp dyskontowych, które były użyte w różnych sytuacjach.

[6, Europejska Agencja Środowiska, 1999]

„Rzeczywista stopa dyskontowa w wys. 6 procent została użyta, zgodnie z zaleceniami Ministerstwa Finansów. Stawka ta może być opisana zarówno jako stopa preferencji czasowej, jak i koszt kapitału w oparciu o długoterminowy koszt kapitału przed opodatkowaniem dla projektów o niskim ryzyku w sektorze prywatnym”.

„Użyto rzeczywistej stopy przed opodatkowaniem w wys. 6,8 %, zakładając, że nominalny zwrot przed opodatkowaniem na pożyczce wynosi 10 %, a oczekiwana stopa inflacji wynosi 3%. Stopa ta może być traktowana, jako prywatna stopa konsumpcji dyskontu lub stopa prywatnej preferencji czasowej”.

„Użyto rzeczywistej stopy przed opodatkowaniem w wys. 7,43 %. Uzyskano to przez dostosowanie nominalnej stopy zwrotu (8,7%) na ostatniej emisji rządowych obligacji dziesięcioletnich, dla oczekiwanej inflacji na poziomie 2,3% rocznie. Zwrot z obligacji rządowych wykazuje podobne tendencje do kosztu kapitału regularnie dającego zwrot (interest bearing) dla przemysłu. Marża w wys. 1 punktu procentowego (w ujęciu realnym) została dodana w celu odzwierciedlenia średniego narastającego ryzyka związanego z udzieleniem pożyczki dla przemysłu oraz kosztów pożyczkodawcy”.

Gdy używane są stopy dyskontowe lub procentowe, to należy zapewnić następujące dodatkowe informacje:

- użyta stopa dyskontowa czy procentowa powinna być wyraźnie określona. Zaleca się użycie „rzeczywistej stopy procentowej”, tzn. takiej, która została dostosowana do stopy inflacji. Podstawa stopy powinna zostać objaśniona, jak również wszelkie zasadnicze założenia. Jeżeli stopa jest specyficzna dla kraju, sektora lub danej firmy to powinno to zostać określone
- źródło stopy powinno być także wsparte odwołaniami
- jeśli jakiegokolwiek zmiany zostały dokonane w stosunku do stopy odniesienia, na przykład, w stosunku do zmian ryzyka kredytodawcy, to zmiany te powinny zostać wyjaśnione, a towarzyszące rozumowanie uzasadnione
- jeśli stopy procentowe uznano za zmienne, to należy to określić wraz z okresem, do którego każda stopa ma zastosowanie
- także dyskonty i stopy procentowe powinny być zastosowane przed uwzględnieniem podatku, czyli stopa przed opodatkowaniem powinna być zastosowana do danych kosztowych przed opodatkowaniem.

#### 3.4.4 Kalkulacja kosztów rocznych

Dane kosztowe powinny być obliczane i prezentowane, jako koszty roczne (rozwiązanie preferowane). W czasie ustalania rocznych danych kosztowych, podejście, które zostało użyte do wydzielenia kosztów rocznych powinno być zarejestrowane, wraz z zasadniczymi założeniami. Zwykle jest to osiągnięte przez konwersję wszystkich przepływów pieniężnych, które narosły w okresie ekonomicznego cyklu życia techniki do ekwiwalentu kosztu rocznego (czasami alternatywne terminy: „ekwiwalentny jednolity koszt roczny”, „ekwiwalentny jednolity roczny wydatek netto”, „roczna wartość kosztów” lub „koszt zannualizowany”, są używane zamiast kosztów rocznych).

Istnieją dwa podejścia do obliczenia całkowitych rocznych kosztów inwestycji, obliczenia te są opisane poniżej:

**Podejście 1**

Całkowity koszt roczny = obecna wartość całego strumienia kosztów (wydatków inwestycyjnych oraz kosztów utrzymania i eksploatacji netto) x czynnik odzyskania kapitału, tj.

$$\text{Całkowity koszt roczny} = \left[ \sum_{t=0}^n \frac{[(C)_t + OC_t]}{(1+r)^t} \right] \left[ \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right]$$

Gdzie:

- t = 0** rok bazowy dla oceny
- C<sub>t</sub>** = całkowite nakłady inwestycyjne dla propozycji w okresie t (zazwyczaj jeden rok)
- OC<sub>t</sub>** = całkowite koszty eksploatacji i utrzymania netto propozycji w okresie t
- r** = stopa dyskontowa (procentowa) w okresie
- n** = szacowany ekonomiczny cykl życia sprzętu, w latach

Koszty netto odnoszą się do różnicy między dodatkowymi kosztami brutto związanymi z wdrożeniem techniki, a korzyściami, dochodami i unikniętymi kosztami, które wynikną. Te koszty netto mogą być negatywne, a jeśli tak właśnie jest, to jest to opłacalna technika.

**Równanie 3.1: Podejście 1 - Obliczanie całkowitego rocznego kosztu inwestycji****Podejście 2**

Całkowity roczny koszt = roczny koszt kapitału (koszt kapitału x czynnik odzyskania kapitału) + roczne koszty eksploatacji i utrzymania netto.

$$\text{Całkowity koszt roczny} = \left[ C_0 \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + OC$$

Gdzie:

- C<sub>0</sub>** = koszt w roku 0 (rok bazowy)
- r** = stopa dyskontowa (procentowa) w okresie
- n** = szacowany ekonomiczny cykl życia sprzętu, w latach
- OC** = Całkowite koszty eksploatacyjne i utrzymania netto (stała dla każdego roku)

**Równanie 3.2: Podejście 2 - Obliczanie całkowitego rocznego kosztu inwestycji**

Pierwsze podejście, zapewnia większą elastyczność, gdyż zapewnia ramy wyraźnej rachunkowości dla skutków rzeczywistego wzrostu cen poszczególnych składników kosztów eksploatacji i konserwacji.

Oczywiście obliczony całkowity roczny koszt może się znacznie różnić w zależności od wartości użytej, jako wartość wejściowa w tych równaniach. Przy raportowaniu rocznych danych kosztowych, podejście użyte w celu wydzielenia kosztów powinno być wyszczególnione, wraz z zasadniczymi założeniami, w tym:

- trwałość techniki użytej przy obliczaniu
- okres wymagany do zainstalowania urządzeń służących redukcji emisji
- użyta stopa (y) dyskontowa (e)
- odpowiednie składniki kosztów, w tym wszystkie założenia dotyczące traktowania pozostałej (odzyskanej) wartości.



### 3.4.5 Lokalizacja nowych zakładów

W chwili obecnej, można założyć, że koszty inwestycji są podobne dla każdego kraju UE bez korekty dla lokalizacji. Zasada ta nie musi się potwierdzić w przypadku, gdy dane są gromadzone dla zakładów spoza UE [29, CEFIC, 2001]. W praktyce, przy porównywaniu kosztów zainstalowanych zakładów w różnych krajach, w celu uwzględnienia różnic często używa się współczynników. Jeśli to jest podejmowane, jakiegokolwiek przyjęte założenia oraz to jak współczynniki zostały zastosowane muszą zostać jasno określone w celu zapewnienia przejrzystości.

### 3.4.6 Inne sposoby przetwarzania danych kosztowych

Chociaż wydaje się najwłaściwsze, aby wyrażać dane kosztowe, jako koszty roczne dla oceny systemów kontroli zanieczyszczeń przemysłowych, to są jeszcze inne wspólne i użyteczne sposoby wyrażania danych, takie jak:

- **koszt na jednostkę produktu.** Może to być przydatne do oceny dostępności techniki w porównaniu z ceną rynkową na towary produkowane. Koszt jednostkowy może być obliczony z rocznego kosztu podzielonego przez najlepsze oszacowanie średniorocznej stopy produkcji w rozważanym okresie
- **koszt jednostkowy zanieczyszczenia zredukowany lub uniknięty.** Może to być przydatne, jako podstawa do analizy opłacalności techniki (patrz sekcja 4.1).

### 3.4.7 Podsumowanie Wytycznej 8

Następujące punkty są podsumowaniem tego, jak informacje kosztowe powinny być przetwarzane i prezentowane:

- pierwotne dane kosztowe powinny być wyrażane przy użyciu poziomu cen wspólnego roku
- użyta stopa dyskontowa lub procentowa powinna być wyraźnie określona
- powinno stosować się „rzeczywiste stopy dyskontowe” i „rzeczywiste ceny”
- podstawy (przesłanki) zastosowanej stopy powinny być wyjaśnione, tak jak przyjęte założenia. Jeśli faktycznie użyta stopa procentowa jest szczególna dla kraju, sektora lub danej firmy to powinno to zostać stwierdzone, a źródło stopy powinno zostać zaopatrzone w odniesienia
- stopy dyskontowe lub procentowe powinny być zastosowane przed uwzględnieniem podatku
- preferowanym rozwiązaniem jest takie, gdy dane kosztowe są obliczane i prezentowane, jako koszty roczne.

## 3.5 Wytyczna 9 – Przypisywanie kosztów do ochrony środowiska

Raportowane dane kosztowe rozróżniają zasoby zużywane przez techniki na te, które są wdrażane wyłącznie w celu zmniejszenia lub zapobiegania emisji zanieczyszczeń oraz takie techniki, które mogą być wdrażane z innych powodów. Te inne powody mogą obejmować wydatki na inwestycje tj. na oszczędzanie energii i technologie minimalizacji odpadów, które mogą przynieść korzyści ekonomiczne, kompensujące ich koszty. W niektórych przypadkach może okazać się korzystne różnicowanie kosztów na te, które są kompensowane przez korzyści komercyjne i te, które można przypisać do ochrony środowiska.

Generalnie, techniki końca rury (przetwarzanie i utylizacja zanieczyszczeń w miejscu ich powstawania) wydają się służyć tylko i wyłącznie zmniejszeniu lub zapobieżeniu emisji zanieczyszczeń. Całość nakładów inwestycyjnych na technikę końca rury, w tym koszty

eksploatacji i utrzymania można uznać za koszty ochrony środowiska i mogą one być przypisane do ochrony środowiska.

Dla kontrastu, trudności powstają w ocenie kosztów środowiskowych środków zintegrowanych z procesem, jako że mają one wpływ na cały proces produkcji i mogą służyć nie tylko ograniczaniu zanieczyszczeń, ale też innym celom. W tym przypadku, cały koszt zasobu nie może być przypisany wyłącznie do ochrony środowiska, jako że są jeszcze inne korzyści, takie jak poprawa produktywności lub poprawa jakości produktów. Tam, gdzie korzyści te prowadzą do oszczędności, które są większe niż koszty składnika środowiska, wtedy najpierw należy rozważyć okres zwrotu (spłaty) środka. Jeśli okres zwrotu nakładów jest krótszy niż trzy lata, wtedy projekt jest atrakcyjny ekonomicznie dla prowadzącego, a więc można go założyć dla celów przypisania kosztów, nie kierując się głównie aspektami środowiskowymi [6, Europejska Agencja Środowiska, 1999]. W tym przypadku nie ma potrzeby jego dalszej oceny, korzystając z tej wytycznej.

W przypadkach, gdy okres zwrotu jest dłuższy, koszty proponowanego projektu można porównać z innymi podobnymi projektami, w których nie przeznaczają się dodatku dla aspektu środowiskowego. Różnica między tymi dwiema kwotami może zostać uznana za komponent środowiska. To utrudnia ocenę i jeśli przejrzyste porównania nie są możliwe, to osąd musi zostać wydany na podstawie dostępnych ograniczonych informacji.

Po ustanowieniu techniki, może ona stać się też standardem, a mniej przyjazne środowisku alternatywy, mogą przestać być dostępne. Gdy taka sytuacja się zdarzy, to technika nie jest już uznawana za ponoszącą koszty ochrony środowiska [6, Europejska Agencja Środowiska, 1999].

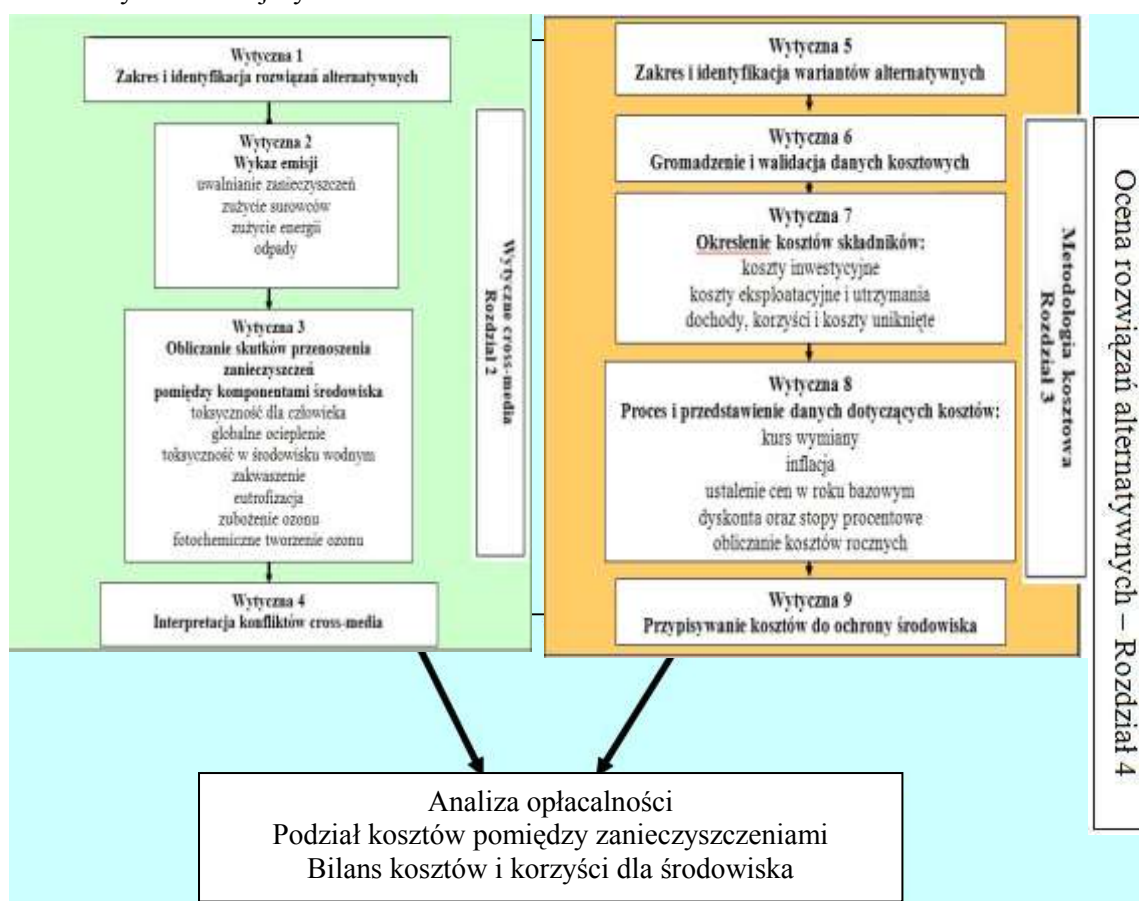
Niemniej jednak, przypisywanie kosztów do ochrony środowiska nie zawsze jest proste, istotne jest, aby powody i uzasadnienia wykorzystane do przypisania kosztów były przejrzyste. Użytkownik powinien zapewnić, że wszelkie decyzje lub założenia przyjęte w tym miejscu są wyraźnie stwierdzone w ocenie.



## 4 OCENA ROZWIĄZAŃ ALTERNATYWNYCH

Po dokonaniu oceny skutków dla środowiska i kosztów ekonomicznych dla każdej z technik alternatywnych, alternatywy te muszą zostać porównywane w celu ustalenia, czy i które, spełniają kryteria BAT. Jak zostało powiedziane w innym miejscu tego dokumentu, ostateczna decyzja spoczywa na osądzie eksperckim, który może być wspierany przez podejścia opisane poniżej. Opłacalność techniki jest kluczowa w określeniu BAT, a w związku z tym warto sprawdzić, która z technik oferuje największą wartość (korzyści dla środowiska) w stosunku do zainwestowanych pieniędzy (koszty). Sekcja ta omawia sposoby ustalania opłacalności poszczególnych wariantów oraz to jak niektóre standardy lub punkty odniesienia dotyczące korzyści dla środowiska mogą być wykorzystane do określenia BAT. Ocena alternatyw w ten sposób może pomóc w utrzymaniu przejrzystości i spójności poprzez określenie rozumowania poprzedzającego decyzję.

Na rysunku 4.1 (poniżej) pokazano schematycznie sposób, w jaki poprzednie rozdziały na temat aspektów ekonomicznych i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska oraz jak metodologia kosztowa pasują do siebie wraz z metodologiami omówionymi w niniejszym rozdziale.



Rysunek 4.1: Rozdział 4 Ocena rozwiązań alternatywnych

### 4.1 Analiza opłacalności

Analiza opłacalności jest dobrze znaną techniką, często wykorzystywaną do przygotowania lub realizacji polityki ochrony środowiska. Podstawowa koncepcja jest prosta: 1 euro można wydać tylko raz. W kontekście polityki ochrony środowiska oznacza to, że celem jest osiągnięcie najwyższej wydajności środowiskowej dla każdego zainwestowanego euro na cele ochrony środowiska.

Najbardziej jednoznacznym sposobem na porównanie kosztów i korzyści z zastosowania środka jest zmonetyzowanie obydwu i porównanie w analizie kosztów i korzyści (CBA). Gdy

porównanie wskazuje, że korzyści przewyższają koszty, oznacza to, że środek jest opłacalną inwestycją. Jeśli różne środki alternatywne dają pozytywne wyniki, środek o najwyższym wyniku, jest tym, który oferuje najwyższy łączny stosunek wartości do ceny. Jednak takie analizy kosztów i korzyści wymagają dużo danych i niektóre korzyści są trudne do zmonetyzowania.

Analiza opłacalności jest bardziej uproszczona niż CBA, jako że korzyści dla środowiska są skwantyfikowane, ale nie zmonetyzowane. Taki rodzaj analizy jest zazwyczaj używany do określenia, jakie środki są pożądane do osiągnięcia określonego celu ochrony środowiska po najniższych kosztach.

Opłacalność (CE) techniki jest zazwyczaj określona, jako:  
[61, Vito, et al., 2003]

$$CE = \frac{\text{koszt roczny}}{\text{roczna redukcja emisji}} \quad (\text{np. 5 EUR / kg zredukowanego LZO})$$

W kontekście ustalania BAT, wykorzystanie koncepcji CE nie jest proste. Jednak ranking wariantów BAT na podstawie rosnącej CE jest użyteczny, np. wyłączając opcje, które są niewspółmiernie kosztowne w porównaniu z korzyścią odniesioną przez środowisko. Sugestie dotyczące sposobu postępowania w tej kwestii, są prezentowane dalej w sekcji 4.3

#### 4.2 Rozkładanie kosztów pomiędzy zanieczyszczeniami

Metodologia ustalenia kosztu wariantów BAT, została omówiona w poprzednim rozdziale. W niniejszym ustępie, przedstawione są pewne dodatkowe informacje dotyczące sposobu rozłożenia kosztów pomiędzy zanieczyszczenia, które będą zmniejszane.

W większości przypadków, główny skutek dla środowiska może być reprezentowany przez jedną wielkość (np. tylko redukcja NO<sub>x</sub>, tylko redukcja CO<sub>2</sub>, tylko podsumowane lokalne skutki dla powietrza lub tylko podsumowane lokalne skutki dla wody). W przypadku, gdy istnieje wiele zanieczyszczeń, które będą zmniejszane poprzez wdrożenie techniki, musi istnieć sposób podziału kosztów między różnymi zanieczyszczeniami, które są zmniejszane. Na przykład, katalizatory redukują emisje NO<sub>x</sub>, VOC i CO. Dlatego środek ten nie tylko zmniejsza efekty fotochemicznego wytwarzania ozonu (główny powód jego wprowadzenia), ale może również zapewnić redukcję eutrofizacji i zakwaszenia.

Jeżeli koszty związane z techniką ochrony środowiska zostały rozłożone między zanieczyszczenia, wtedy powinna być zapisana metoda podziału.

Istnieją dwa możliwe podejścia do rozłożenia kosztów:

- (1) Koszty związane z techniką można przypisać w całości do problemu zanieczyszczenia, dla którego środek był pierwotnie przeznaczony. Dla katalizatora będą to skutki fotochemicznego wytwarzania ozonu zanieczyszczeń powietrza. Skutki dla innych zanieczyszczeń są postrzegane, jako dodatkowe korzyści, bez żadnych kosztów.
- (2) schemat podziału może być stworzony dla dystrybucji kosztów między pozostające w kręgu zainteresowań skutki dla środowiska.

Przy ocenie technik IPPC, pierwsze podejście opisane powyżej (tj. (1)) jest bardziej użyteczne, ponieważ jest bardziej przejrzyste. Jeśli użyte jest drugie podejście, wtedy metodologia powinna być jasno określona w czasie sprawozdania z wyników, zapewniając, że metodologia dystrybucji kosztów jest przejrzysta i dokładnie wyjaśniona w sprawozdaniu końcowym.

#### 4.3 Bilansowanie kosztów i korzyści dla środowiska

W określaniu BAT konieczne jest bilansowanie kosztów i korzyści lub innymi słowy, znalezienie technik, które są umiarkowanie opłacalne. Ta sekcja prezentuje niektóre metodologie, w jaki sposób ocenić, jaka opłacalność jest nadal umiarkowana, a jaka nie.

#### 4.3.1 Ceny referencyjne

„Ceny referencyjne” są to wartości, które zostały użyte w celu wsparcia procesu podejmowania decyzji w różnych państwach członkowskich. Zastosowana terminologia, jak również zastosowana metodologia do wydzielenia wartości różnią się, ale ponownie należy podkreślić, że mogą one być użytecznym narzędziem dla ustalenia, czy inwestowanie w pewną technikę reprezentuje stosunek wartości do ceny. Warunki użyte dla wartości, które wydzielono dla skutków zanieczyszczeń, obejmują „ceny kalkulacyjne” (shadow prices), „koszty referencyjne”, „ceny odniesienia” i „opłaty-obciążenia”. Gdy użytkownik ma wartość, która może być przypisana do skutku na środowisko, wtedy wartość ta może być użyta w taki sam sposób jak opisano na rysunku 4.3 poniżej. Poniżej omówiono także niektóre przykłady jak „ceny kalkulacyjne” są wydzielane i wykorzystywane w niektórych państwach członkowskich.

##### Dania

Wartości skutków zanieczyszczeń dla środowiska zostały wykorzystane w raporcie: „En omkostningseffektiv opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtelse” (Opłacalna realizacja Duńskiego zobowiązania do redukcji) 2003, gdzie kilka środków na rzecz redukcji emisji CO<sub>2</sub> jest analizowanych, a koszty tych środków są szacowane. [50, Bjerrum, 2003].

W sprawozdaniach tych dyskutowano o fakcie, że środki redukujące CO<sub>2</sub> redukują także emisję SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub>, a zatem są one uważane za pozytywne skutki uboczne. Dwie różne techniki wyceny (koszty redukcji i koszty odszkodowań) są wykorzystywane w celu wydzielenia wartości dla skutku zanieczyszczeń:

- (1) redukcja NO<sub>x</sub> i SO<sub>2</sub> odbywa się w elektrowni w celu osiągnięcia kwot NO<sub>x</sub> i SO<sub>2</sub> (które nie są zbywalne). Ekonomiczne wartości NO<sub>x</sub> i SO<sub>2</sub> odzwierciedlają alternatywne koszty realizacji kwot dla prowadzących, (tj. koszty krańcowe redukcji emisji w inny sposób). Dla SO<sub>2</sub>, koszty krańcowe są wycenione na równi z podatkiem od SO<sub>2</sub>, wprowadzonym w 2000 r. w wysokości 10 DKK /kg SO<sub>2</sub>. Dla NO<sub>x</sub>, koszty krańcowe są szacowane na 14.5 DKK /kg. Wartość ta jest oparta na kosztach budowy systemu deNO<sub>x</sub> w elektrowni węglowej.
- (2) koszty wzięto z ExternE, i są wyrażone w 30 DKK /kg dla SO<sub>2</sub> i 35 DKK /kg dla NO<sub>x</sub>. Przyjęto, że koszty te podlegają znacznej niepewności.

##### Wielka Brytania

Agencja Ochrony Środowiska dla Anglii i Walii jest obecnie w trakcie wydzielenia „kosztów odniesienia” na podstawie kosztów inwestycji w podobnej technologii, które zostały już wykonane. Agencja kompiluje bazę danych kosztów technologii redukcji emisji, w miarę ich instalowania. Przewidują oni, że informacje w bazie danych przyczynią się do zapewnienia większej spójności pomiędzy spodziewanymi inwestycjami w różnych sektorach przemysłu. Koszty te są wskazówką historycznego poziomu wydatków w celu kontroli niektórych zanieczyszczeń i mogą być używane, jako wartości orientacyjne, aby określić, czy przyszłe koszty inwestycji mogą być uzasadnione

##### Szwecja

Poniżej znajduje się ilustracja tego, jak wartości referencyjne zostały wykorzystane w Szwecji [58, Ahmadzai, 2003]:

Często środek ochrony środowiska prowadzi do redukcji emisji zanieczyszczeń wpływających



na kilka elementów. Obliczenie „kosztów redukcji” może być zilustrowane przez następujące dwa przykłady:

- 1) Załóżmy roczny koszt 1 mln EUR (1000000) dla redukcji emisji NO<sub>x</sub> o 200 ton / rok (tj. w cenie 5 EUR/kg (ok. 1 EUR/kg więcej niż opłaty w wysokości 4 EUR/kg - opłaty są naliczane, aby zachęcić do redukcji różnych zanieczyszczeń, a redystrybowane do przemysłu). Dodatkowo, zakłada się, iż w tym przypadku wyziewy są również znacznie zmniejszone.

Technika kosztująca do 4 EUR/kg NO<sub>x</sub> zwykle jawi się jako atrakcyjna, ponieważ pozwala uniknąć kosztów opłaty. Różnica między faktycznymi kosztami a kosztami, które normalnie byłyby atrakcyjne rozpatruje się w odniesieniu do jakiegokolwiek innej korzyści. W tym przypadku redukcja o 200 ton NO<sub>x</sub> rocznie za kwotę 4 EUR/kg równa się redukcji w wys. 800000 EUR w opłatach. Jeśli można stwierdzić, że redukcja wyziewów w cenie 200000 EUR na rok (tj. 1000000 EUR - 800000 EUR) jest pożądana, to inwestycja może być uzasadniona, jako całość.

- 2) Załóżmy, że za roczny koszt 1,2 mln EUR, zredukowano NO<sub>x</sub> o 250 ton / rok, a także, że w tym samym czasie, siarkę o 100 ton / rok. Przy opłacie za NO<sub>x</sub> w wysokości 4 EUR/kg i z podatku za siarkę w wysokości 3 EUR/kg, ocena byłaby wtedy następująca:

Roczny koszt inwestycji i eksploatacji	= 1200000 EUR
Wartość 100 ton siarki w wys. 3 EUR/kg	= 300000 EUR
Bilans przypisany redukcji NO <sub>x</sub>	= 900000 EUR
Koszty zmniejszenia jednostkowego dla NO <sub>x</sub> (900000/250000)	= 3.6 EUR/kg (jest to poniżej opłaty 4 EUR/kg), a inwestycja reprezentuje stosunek wartości do ceny.

Wniosek: zmniejszanie innych zanieczyszczeń do różnych elementów może być brane pod uwagę w odniesieniu do cen kalkulacyjnych (opłaty) i ocenione w świetle skumulowanych korzyści oferowanych przez inwestycję.

Dot.: Raport 4705, szwedzkiego EPA Beräkningar al kostnader för miljöskyddsinvesteringar; 1996/03

Istnieją również wartości wykorzystywane do celów planowania w Szwecji. Następujące kluczowe wartości dla różnych zanieczyszczeń są zalecane w raporcie SIK 2000:3 „ASEK Kalkylvärden i Sammanfattning” kwiecień 2000 r. i przedstawione z rzeczywistymi wartościami użytymi w opłatach i podatkach w Szwecji. [51, Ahmadzai, 2003]:

Ocena zanieczyszczeń powietrza, SEK / kg (ceny z 1999 dla regionalnych wpływów):

NO<sub>x</sub> = 60 SEK /kg (rzeczywista opłata 40 SEK /kg, która jest redystrybowana do przemysłu)

SO<sub>2</sub> = 20 SEK /kg (rzeczywisty podatek pobierany 15 SEK /kg SO<sub>2</sub> lub 30 SEK /kg S)

LZO = 30 SEK/kg (bez nałożonych podatków lub opłat, ale 50 - 100 SEK/kg LZO uznane za „do zniesienia” dla różnych sektorów przemysłu/ zastosowań)

CO<sub>2</sub> = 1.5 SEK /kg

Zalecana stopa dyskontowa procentowa (rzeczywista) to 4%.

Poniższy przykład stanowi ilustrację jak wybór technologii, biorąc pod uwagę aspekty ekonomiczne i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, może być ułatwiony za pomocą podejścia szwedzkiego. Koszt inwestycji jest przeznaczony dla niektórych zdolności działalności przemysłu. Annualizowanie kosztów uwzględnia czynnik odzyskania kapitału.

Tabela 4.1 przedstawia emisję jednostkową lub zużycie z dwóch wariantów technologicznych, które oferują równoważne poprojektowe zdolności produkcyjne w tonażu, ale różnią się w potencjale objętości. Tabela 4.2 porównuje te warianty za pomocą cen kalkulacyjnych i opłat, które są typowe dla Szwecji. Tabela 4.3 przedstawia roczne korzyści, które mogą zostać osiągnięte z wariantów i łączy je z zannualizowanym kosztem inwestycji z dwóch wariantów, a także podsumowuje stosunek korzyści / inwestycji, który pomaga przygotować narzędzie decyzji do oceny rozwiązań alternatywnych. Kwestie, które wymagają motywacji podczas wydawania pozwoleń, to głównie te, które potrzebują priorytetowania na lokalnym poziomie decyzyjnym. Ich główny zakres to:

- ważna lub dyskusyjnie rozpatrywana cena kalkulacyjna
- zanieczyszczenia, które są uznane za priorytetowe dla konkretnego zastosowania
- odpowiedni czynnik ekonomiczny odzysku (uznany za uzasadniony w odniesieniu do prowadzącego oraz organu negocjacyjnego i wydającego zezwolenia)
- odpowiednia kombinacja powyższych.

Jednostek przez rok	Przedprojektowy	Wariant 1	Wariant 2
Produkcja, m <sup>3</sup>	625000	1500000	1250000
Produkcja, t	56000	59000	59000
Parametry środowiskowe			
SO <sub>2</sub>	250	168	82
NO <sub>x</sub>	30	30	10
CO <sub>2</sub>	24000	700	23000
Pył	380	100	280
Fenol	27	25	2
Amoniak	52	34	18
Formaldehyd	15	15	0
LZO	94	74	20
BZT	100	10	15
P <sub>całk.</sub>	20	2	10
N <sub>całk.</sub>	50	5	20
Woda	23000	23000	10000
Odpady	100000	34000	30000
Energia w MWh/rok	44210	40000	44210

Tabela 4.1: Dane dotyczące emisji i zużycia dla dwóch wariantów technologii 1 i 2

	Koszt alternatywny EUR/jednostka	Redukcja jednostkowa/rok Wariant 1	Koszt alternatywny ekwiwalent EUR/rok	Redukcja jednostkowa/rok Wariant 2	Koszt alternatywny ekwiwalent EUR/rok
SO <sub>2</sub>	1500	82	123000	168	252000
NO <sub>x</sub>	4000	0	0	20	80000
CO <sub>2</sub>	150	23300	3495000	1000	150000
Pył	10	280	2800	100	1000
Fenol	patrz LZO	2		25	
Amoniak	patrz LZO	18		34	
Formaldehyd	patrz LZO	0		15	
LZO	5000	20	100000	74	370000
BZT	810	90	72900	85	68850
P <sub>całk.</sub>	23000	18	414000	10	230000
N <sub>całk.</sub>	11000	45	495000	30	330000
Woda	1		0	13000	13000
Odpady	100	66000	6600000	70000	7000000
Energia, MWh/rok	2	4210	8420	0	0
<b>Suma wszystkich Kosztów Elementów „Korzyści”</b>	<b>EUR / rok</b>		<b>11311120</b>		<b>8494850</b>

Tabela 4.2: Porównanie wariantów technologii 1 i 2 za pomocą kosztów alternatywnych

Wskaźnik		Wariant 1	Wariant 2
Całkowite wszystkie "korzyści" elementów, EUR / rok		<b>11311120</b>	<b>8494850</b>
INWESTYCJA (EUR)		30023000	31000000
Wskaźnik odzyskania kapitału, 10 %, 10 rok	0.16275		
Annualizowana inwestycja (EUR/rok)		4886243	5045250
Stosunek korzyści / inwestycji		<b>2.31</b>	<b>1.68</b>

**Tabela 4.3: Porównanie kosztów i korzyści**

Wniosek: W powyższym przypadku, wariant 1 oferuje lepszy bilans kosztów i korzyści, jak wynika z wyższego stosunku korzyści 2,31 vs 1,68.

## Belgia

Holenderskie „Indykatywne wartości odniesienia” (termin używany w odniesieniu do cen kalkulacyjnych (shadow prices)) zostały wykorzystane do określenia zakresu opłacalności dla LZO, pyłów, NO<sub>x</sub> oraz SO<sub>2</sub> [53, Vercaemst, 2003]. Zakres jest oparty na próbie środków redukcji, które zostały wdrożone w praktycznych przypadkach w Holandii. To pokazuje, które poziomy opłacalności były do zaakceptowania w momencie wdrażania. Metodologia ta została użyta w celu określenia, jaki poziom opłacalności jest nadal ‘uzasadniony’. W tym celu, oczywiste było, że tylko najwyższa wartość objętego próbą zakresu opłacalności jest krytyczna i „indykatywne wartości odniesienia” są zatem oparte na tych najwyższych wartościach. Zostały one wydzielone przez wyłączenie środków, które zostały wdrożone do celów ściśle określonych.

Podejście wskazuje, które środki są bardziej opłacalne niż „indykatywna wartość odniesienia”, i są zatem, w teorii, dopuszczalne i uzasadnione. Środki i techniki, które są mniej opłacalne niż indykatywne wartości odniesienia, są uznawane w teorii za nie do przyjęcia i nieuzasadnione. Wartości referencyjne powinny być traktowane, jako „teoretyczne” oraz „indykatywne”, ponieważ mogą one stanowić jedynie wskazówkę tego, co jest uzasadnione, a co nie, nie mogą być stosowane we wszystkich okolicznościach, jako niepodważalne punkty odcięcia. Potrzebna jest pewna elastyczność w ich stosowaniu w szczególnych przypadkach.

### Wartości odniesienia dla całości opłacalności

Składnik	indykatywna wartość odniesienia (redukcja emisja EUR/kg)
LZO	5 <sup>a</sup>
Pyły	2.5 <sup>b</sup>
NO <sub>x</sub>	5
SO <sub>2</sub>	2.5
<sup>a</sup> Wyłączając zintegrowane środki oraz przypadki, gdzie emitowane są szkodliwe LZO, takie jak benzen.	
<sup>b</sup> Wyłączając zmniejszenie określonych składników pyłu, takich jak metale ciężkie, które mogą uzasadniać znacznie niższe wartości dla akceptowalnej opłacalności.	

**Tabela 4.4: Porównanie kosztów i korzyści**

Szczegółowe informacje na temat tego jak te wartości zostały wydzielone można znaleźć w InfoMil-dokument [54, Infomil 2001].

### Wartości odniesienia dla opłacalności krańcowej

Również konieczne może okazać się rozważenie krańcowej opłacalności techniki. Efekt krańcowy jest tu definiowany, jako różnica między efektem wymiany lub poprawą istniejącego środka, a istniejącym środkiem. Opłacalność krańcowa jest zatem definiowana, jako iloraz kosztów krańcowych i efektu krańcowego. Poniższa tabela zawiera dolną i górną granicę

wartości referencyjnych dla opłacalności krańcowej. Limity te są ustawione odpowiednio na poziomie  $\times 1,5$  indykatywnej wartości odniesienia z tabeli 4.4 oraz  $\times 4$  indykatywnej wartości odniesienia.

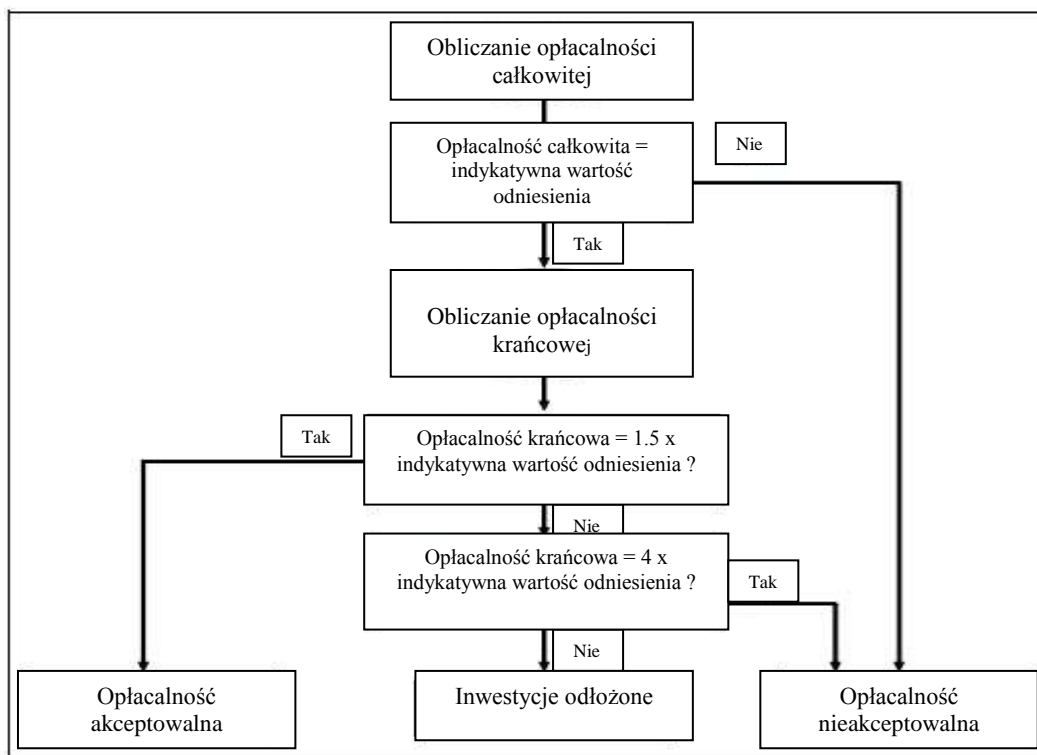
W nowej instalacji, zwykle jedynym kryterium jest całkowita opłacalność. W istniejącej instalacji, gdzie istniejące środki ochrony środowiska są ulepszone lub odnowione, niezbędna jest ocena opłacalności zarówno całkowitej jak i krańcowej.

Składnik	Dolna granica dla opłacalności krańcowej (redukcja emisji EUR/kg)	Górna granica dla opłacalności krańcowej (redukcja emisji EUR/kg)
LZO	7.5	20
Pyły	3.75	10
NO <sub>x</sub>	7.5	20
SO <sub>2</sub>	3.75	10

Tabela 4.5: Wybrane wartości odniesienia dla opłacalności krańcowej

#### Proces decyzyjny

Rysunek 4.2 ilustruje, jak mogą być używane wartości odniesienia zarówno dla opłacalności całkowitej jak i krańcowej.



Rysunek 4.2: Proces podejmowania decyzji dla oceny opłacalności

#### Użycie wartości odniesienia przy określaniu BAT we Flandrii

Od 1995 roku, władze flamandzkie zleciły Vito ustalanie BAT na poziomie sektora. Od 2004 r. Centrum - BAT Vito opublikowało raporty BAT na temat 30 sektorów, głównie nie-IPPC. Przy określaniu BAT dla każdego sektora, stosowana jest procedura na zasadzie krok po kroku. Jednym z tych kroków jest ocena dostępności ekonomicznej rozpatrywanych wariantów alternatywnych. Vito uważa, że wariant może być uznany za ekonomicznie akceptowalny, jeżeli: (I) wdrożenie techniki jest wykonalne dla przeciętnej, dobrze zarządzanej firmy sektora oraz (II) jeżeli współczynnik opłacalności jest uzasadniony. Szczegółowa analiza przeprowadzana jest tylko w tych przypadkach, w których ekonomiczna akceptowalność jest wątpliwa. Sektor spalania energetycznego był jednym z tych rodzajów działań, w których analiza ekonomiczna była konieczna. Przykład ten pochodzi z raportu „Beste beschikbare

technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren” („Najlepsze dostępne techniki dla instalacji spalania paliw i silników stacjonarnych”). [52, Gooverts, et al., 2002]

Raport ten ocenia piece przemysłowe o mocy 100 kWth lub większej, jak również silniki stacjonarne (silniki gazowe, silniki wysokoprężne, turbiny gazowe), z minimalną mocą wyjściową 10 kW. Nacisk kładziony jest na techniki, aby zredukować NO<sub>x</sub> i SO<sub>2</sub>. Dla rozpatrywanych wariantów alternatywnych, ustalono także całkowite koszty roczne (koszty inwestycyjne i eksploatacyjne), jak również efektywność redukcji. Dla oceny opłacalności, użyto holenderskich wartości odniesienia dla całości opłacalności, Tabela 4,4.

Na przykład:

- zanieczyszczenie NO<sub>x</sub>
- instalacja węgiel, >600 MW
- technika palnik o niskiej emisji NO<sub>x</sub>
- opłacalność 1.3 EUR /kg zredukowanego NO<sub>x</sub>.

Test: 1,3 EUR/kg < 5 EUR/kg, tym samym opłacalność tej techniki jest uważana za uzasadnioną (+). W poniższej tabeli przedstawiono wyniki analizy przeprowadzonej dla Flandrii.

Technika	Instalacja z węglem dla mocy cieplnej większej niż (MW)					Instalacja z paliwem płynnym dla mocy termicznej większej niż (MW)					Instalacja na gaz ziemny dla mocy termicznej większej niż (MW)				
	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600
NO <sub>x</sub>															
Recyrkulacja gazów spalinowych						+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Technologia OFA (powietrze podawane do górnej części komory paleniskowej) + recyrkulacja gazów spalinowych						+	+	+	+	+					
palnik o niskiej emisji NO <sub>x</sub>	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	+	+	+
palnik o niskiej emisji NO <sub>x</sub> + powietrze technologia OFA	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+					
ponowne spalanie	+	+	+	+	+										
SNCR	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Niski NO <sub>x</sub> + recyrkulacja gazów spalinowych						-	+	+	+	+					
ponowne spalanie + palnik o niskiej emisji NO <sub>x</sub>						-	+	+	+	+					
palnik o niskiej emisji NO <sub>x</sub> + SNCR											-	-	+	+	+
palnik o niskiej emisji NO <sub>x</sub> + powietrze technologia OFA + SNCR	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+					
Niski NO <sub>x</sub> + recyrkulacja gazów spalinowych + SNCR						-	+	+	+	+					
SCR	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+
palnik o niskiej emisji NO <sub>x</sub> + SCR	-	-	+	+	+										
palnik o niskiej emisji NO <sub>x</sub> + powietrze technologia OFA + SCR	-	-	+	+	+										
SO <sub>2</sub>															
Wtrysk suchego adsorbentu	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Pół-mokra (lub sucha płuczka wieżowa)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
System	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-



Technika	Instalacja z węglem dla mocy cieplnej większej niż (MW)					Instalacja z paliwem płynnym dla mocy termicznej większej niż (MW)					Instalacja na gaz ziemny dla mocy termicznej większej niż (MW)				
	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600	10	50	100	300	600
płuczek amoniaku															
Mokre płuczki wapna (kamienia)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Mokre płuczki alkaliczne	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Regeneracyjna Wellman Lord	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
Łączone techniki NO <sub>x</sub> /SO <sub>2</sub>															
Węgiel aktywny	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Wtrysk alkaliczny	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-
deSONO <sub>x</sub> -WSA-SNO <sub>x</sub>	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-
Paliwa o niskiej zawartości siarki	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
+ : uzasadniona opłacalność - : nieuzasadniona opłacalność															

**Tabela 4.6: Ocena opłacalności dla technik redukcji NO<sub>x</sub> i SO<sub>2</sub> w zakładach spalania we Flandrii przy użyciu indykatorynych wartości odniesienia.**

### 4.3.2 Koszty zewnętrzne

Innym sposobem oceny, czy dany środek jest opłacalny, jest porównanie kosztów działań w stosunku do społecznych kosztów szkód w środowisku, których można uniknąć poprzez wdrożenie środka. Aby móc dokonać takiego porównania, musi istnieć mechanizm przypisywania wartości ekonomicznej do zanieczyszczeń, których można uniknąć. Opracowano różne metodologie w celu uzyskania wartości ekonomicznych dla skutków zanieczyszczenia.

Komisja Europejska (DG Environment) wydzieliła koszty zewnętrzne dla niektórych zanieczyszczeń powietrza. W ramach rozwoju analizy kosztów i korzyści programu „czyste powietrze dla Europy” (CAFE - Clean Air For Europe)<sup>6</sup>, przygotowano specjalny raport <sup>7</sup> w celu zapewnienia prostych gotowych tablic kalkulacyjnych dla oszacowania kosztów zewnętrznych zanieczyszczenia powietrza. Koszty zewnętrzne zostały wydzielone dla kilku zanieczyszczeń powietrza i nie zostały wydzielone dla innych komponentów środowiskowych <sup>8</sup>.

Metodologie wykorzystywane w celu wydzielenia wartości podążały za podstawowymi metodologiami opracowanymi w ramach projektu ExternE <sup>9</sup>, ale metodologia uzgodniona dla oceny wpływu i wyceny w analizie CAFE-CBA oznacza, że metody stosowane do skwantyfikowania wpływów i wykonywania wyceny zostały poddane intensywniejszej kontroli i recenzji <sup>10</sup> niż miało to miejsce dotychczas.

Modelowanie, które zostało przeprowadzone w celu wydzielenia tych danych sugeruje, że wygenerowane rezultaty kwantyfikują dużą część z całości szkody dla większości uwzględnianych zanieczyszczeń, mimo że niektóre efekty są pominięte, chociaż niewątpliwie ważne. Zanieczyszczenie, do którego odnoszą się najpoważniejsze zaniedbania, to prawdopodobnie LZO, z powodu nieuwzględnienia aerozoli organicznych oraz, ewentualnie z powodu nieuwzględnienia skutków związanych z długotrwałym (przewlekłym) oddziaływaniem ozonu, jeśli takowe istnieją.

Skutek pominięcia oddziaływań należy rozpatrywać w kontekście całego zakresu niepewności w ocenie, w tym założenia modelu i niepewności statystyczne, które mogą pchnąć wyniki w obu kierunkach, w górę lub w dół. Ważne jest, aby podkreślić, że koszty zewnętrzne w CAFE CBA odnoszą się jedynie do zdrowia ludzkiego. Efektów zewnętrznych ekosystemu nie można zmonetyzować ze względu na brak danych<sup>11</sup>.

Derywacja tych wartości jest procesem złożonym i wymaga szczegółowej analizy przewidywanych wpływów uwalniania tych zanieczyszczeń. Metody obliczania wartości naśladują „podejście ścieżki wpływu”, która polega na śledzeniu emisji poprzez rozproszenie i chemię środowiskową do ich wpływu na wrażliwe receptory (obliczonej na podstawie funkcji reakcji ekspozycji). Wartości przedstawione w załączniku 12 niniejszego dokumentu zostały zaczerpnięte z raportu CBA CAFE z marca 2005. Są one przedmiotem przyszłego przeglądu i aktualizacji.

<sup>6</sup> Patrz <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cape/activities/cba.htm>

<sup>7</sup> Zamówienie usługi na przeprowadzenie analizy kosztów i korzyści kwestii związanych z jakością powietrza, w szczególności programu „czyste powietrze dla Europy” (CAFE) - Odszkodowania za tonę emisji PM<sub>2,5</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> i LZO od każdego państwa członkowskiego UE-25 ( bez Cypru) i otaczających mórz. Marzec 2005 r., AEA Technology Environment.

<sup>8</sup> Patrz także <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cape/> oraz <http://www.cape-cba.org/>

<sup>9</sup> Więcej informacji o projekcie ExternE można znaleźć na stronie <http://externe.jrc.es/>

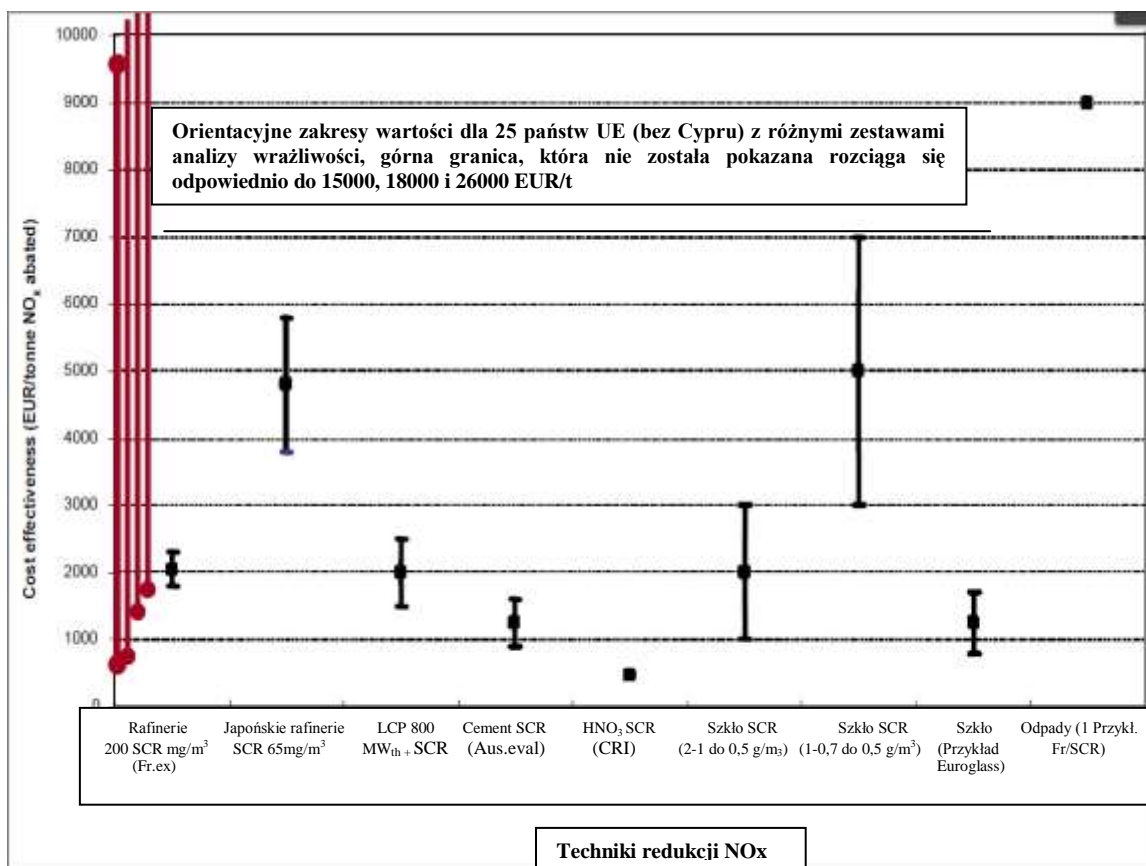
<sup>10</sup> Krupnick i wsp. (2004), Recenzja metodologii analizy kosztów i korzyści programu „czyste powietrze dla Europy”. Dokument przygotowany dla Komisji Europejskiej, październik 2004: <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cape/activities/krupnick.pdf>.

<sup>11</sup> Zamówienie usługi na przeprowadzenie analizy kosztów i korzyści kwestii związanych z jakością powietrza, w szczególności programu „czyste powietrze dla Europy” (CAFE) - Metodologia dla analizy kosztów i korzyści dla CAFE: Tom 3: Niepewność w CAFE CBA: Metody w pierwszej analizie. Kwiecień 2005 r., AEA Technology Environment

Istnieje wiele założeń, stworzonych w ramach tych analiz, zarówno przy ustalaniu przewidywanych skutków dla środowiska jak i przy wydziałaniu wartości dla tych przewidywanych skutków, tak więc użytkownicy muszą być świadomi znacznych wątpliwości, które otaczają wydziałone wartości i korzystać z tych wielkości z ostrożnością. Dla zastosowań przez decydentów, zaleca się użycie zakresów i zbadanie wrażliwości, ze względu na rozległe niepewności, które wpływają na zewnętrzne analizy kosztów. Mając na uwadze te wątpliwości, standardy te mogą nadal być pomocną wskazówką przy omawianiu czy stosowanie danej techniki reprezentuje stosunek wartości do ceny.

Chociaż dane te są ograniczone do  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{SO}_2$ , i LZO, informacje stanowią dobry punkt wyjścia do dyskusji.

Poniższy rysunek pokazuje, w jaki sposób dane mogą być wykorzystane, jako punkt odniesienia do porównania opłacalności wdrożenia różnych środków.



Rysunek 4.3: Dane dotyczące opłacalności dla niektórych technik redukcji NO<sub>x</sub>

Dane wykorzystane w tym rysunku służą jedynie celom poglądowych (obejmują one szereg różnych sektorów a te nie muszą być ze sobą porównywane). Dane wydziałono z informacji zgromadzonych dla opracowania „Rafinerie ropy naftowej i gazu BREF” [23, EIPPCB, 2001] i oparte są na kosztach z konferencji NO<sub>x</sub>CONF 2001<sup>12</sup>, metodologia obliczania kosztów poprzedza, a zatem nie została walidowana w stosunku do metodologii kosztowej opisanej w niniejszym dokumencie. Dane są jednak przydatną ilustracją tego, jak dane kosztowe i ceny zewnętrzne mogą być porównywane. To pozwala użytkownikowi ocenić, czy korzyści dla środowiska dostarczone dzięki wdrożeniu techniki reprezentują stosunek wartości do ceny. Ocenianie wariantów w ten sposób, może być przydatne przy opracowywaniu uzasadnienia wyboru preferowanej techniki.

<sup>12</sup> Konferencja NOXCONF 2001 (Międzynarodowa Konferencja Na Temat Przemysłowych Zanieczyszczeń Atmosferycznych - Kontrola Emisji NO<sub>x</sub> i N<sub>2</sub>O). <http://www.infomil.nl/legsys/noxconf/index.html>

### 4.3.3 Wniosek na temat oceny alternatyw

Klasyfikowanie alternatyw na podstawie ich opłacalności, może być użytecznym sposobem identyfikacji najlepszego bilansu pomiędzy kosztami techniki i korzyściami dla środowiska, które dostarczy jej wdrożenie. Niektóre kwestie do rozważenia przy klasyfikacji alternatyw są omówione powyżej, ale to użytkownik będzie musiał zdecydować, która metoda jest najodpowiedniejsza. Ocenianie opłacalności rozważanych alternatyw, może być przydatne dzięki temu, że zapewnia uporządkowany sposób określania preferowanej techniki i dla wyznaczenia uzasadnienia wyboru tej techniki.

Wytyczne skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska w rozdziale 2, pozwalają użytkownikowi na ustalenie krytycznych zagadnień ochrony środowiska, a zatem ustawienie priorytetów środowiskowych. Metodologia kosztowa w rozdziale 3 pozwala na określenie kosztów technik i na porównanie kosztów alternatyw w sposób bezstronny. Rozdział 4 - Ocena rozwiązań alternatywnych, analizuje sposoby integracji skutków środowiskowych z kosztami. Ocena opłacalności techniki, a także wartość korzyści dla środowiska, które zapewni wdrożenie tej techniki mogą być przydatne w opracowaniu uzasadnienia dla decyzji.

Ocena opłacalności jest stosunkowo prosta i bardzo przydatna, gdy istnieje kilka technik, które są brane pod uwagę. Jeśli są dostępne koszty zewnętrzne, to mogą one być wykorzystane, jako użyteczny wskaźnik w procesie podejmowania decyzji. Istnieje kilka różnych standardów dla opłacalności, w tym koszty zewnętrzne i ceny kalkulacyjne (shadow prices). Chociaż mogą występować znaczne niepewności w wydzielonych wartościach, to jednak mogą one być bardzo przydatne w ocenie korzyści związanych z wdrożeniem techniki i w obradach o tym, czy wdrożenie techniki reprezentuje stosunek wartości do ceny. Metodologia ta jest oczywiście ograniczona do niewielkiej liczby zanieczyszczeń, dla których wartości zostały wydzielone.

Ocena kompromisów, które muszą być podjęte pomiędzy skutkami dla środowiska oraz kosztami techniki alternatywnej, może być złożona. Nie jest możliwe przewidzenie wszystkich ewentualności w metodologii takiej jak ta i tam gdzie występują słabe punkty, zostało to wskazane w tekście. Mimo, że może wystąpić potrzeba pewnego profesjonalnego osądu w czasie identyfikacji wariantu, który reprezentuje najlepszą alternatywę, metodologie omówione w niniejszym rozdziale powinny pomóc użytkownikowi dokonać obiektywnej oceny, w jaki sposób zrównoważyć koszty i korzyści. Metodologie te pozwalają również na jasne przedstawienie uzasadnienia i pomagają w ustanowieniu przejrzystej ścieżki audytu dla wszelkich podejmowanych decyzji.



## 5 RENTOWNOŚĆ EKONOMICZNA SEKTORA

### 5.1 Wprowadzenie

W ramach definicji BAT w Dyrektywie, istnieje wymóg, że techniki, które są uznane za BAT, są rozwinięte w skali umożliwiającej ich wdrożenie w danym sektorze przemysłu w warunkach ekonomicznej i technicznej opłacalności (patrz definicja „dostępne” z Dyrektywy poniżej). Ustalenie, czy wdrożenie BAT w sektorze jest „ekonomicznie opłacalne” (czy jest to jedna technika czy też kombinacja technik, które mają być wdrażane) jest trudne ze względu na różnorodność sektorów przemysłowych objętych Dyrektywą. Ten rozdział może pomóc poprzez zapewnienie ram do stworzenia debaty, próbując ustalić, czy wdrożenie techniki jest „ekonomicznie opłacalne w sektorze”.

Definicja „dostępne” w Dyrektywie Najlepsze Dostępne Techniki:

*„dostępne” techniki to techniki rozwinięte w skali umożliwiającej ich wdrożenie w danym sektorze przemysłu na warunkach opłacalnych z ekonomicznego i technicznego punktu widzenia, przy uwzględnieniu kosztów i korzyści, niezależnie od tego, czy techniki te są stosowane lub produkowane w danym Państwie Członkowskim, o ile są one w rozsądnym zakresie dostępne dla prowadzącego,*

Ocena rentowności jest częścią określania BAT w ogólnym znaczeniu na poziomie (BREF) sektora. Dyrektywa nie przewiduje takiej oceny przy określaniu warunków pozwolenia dla poszczególnych instalacji. Dogłębne analizy będą konieczne, gdy proponowane techniki wprowadzą zasadnicze zmiany w sektorze przemysłowym i / lub, jeżeli propozycje są kontrowersyjne.

Ciężar dowodu w celu ustalenia, że technika nie jest opłacalna ekonomicznie, należy do strony podnoszącej zastrzeżenia (zazwyczaj przemysłu), jako że powinny one mieć powody do tych obiekcji oraz niezbędne dowody lub dostęp do nich, aby uzasadnić swoje obiekcje.

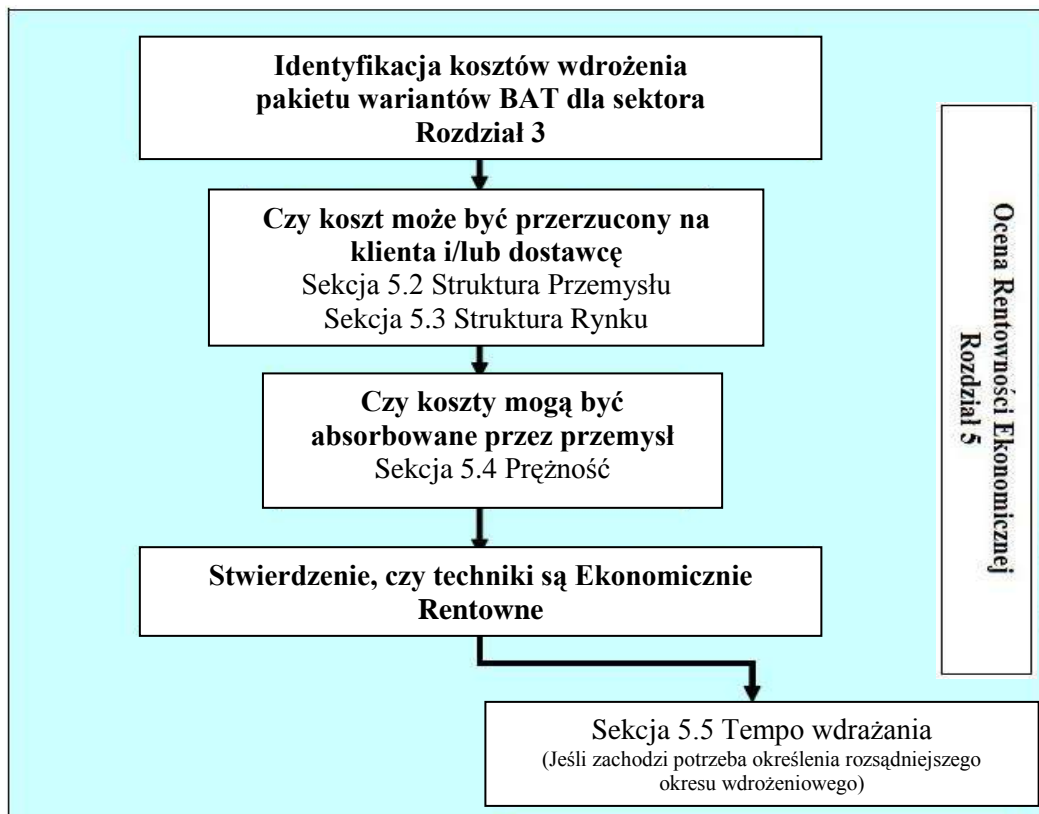
Zagadnienia omówione poniżej określają ramy, które pozwalają na podjęcie oceny rentowności ekonomicznej i określenie dowodów. Po ukończeniu oceny, odpowiednia Techniczna Grupa Robocza rozważa podjęcie decyzji, czy kwestie te wpływają, czy też nie (lub nawet jak) na określanie BAT.

Opinia ekspertów odegrała dużą rolę w ocenie rentowności ekonomicznej w ramach procesu BREF. Niektóre państwa członkowskie mają doświadczenie w korzystaniu z bardziej ustrukturyzowanych metodologii i niektóre z nich znajdują się w tym dokumencie. Cztery czynniki określone poniżej są uważane za najważniejsze kwestie do rozważenia w ocenie „rentowności ekonomicznej sektora”:

- **struktura przemysłu**
- **struktura rynku**
- **prężność**
- **tempo wdrażania**



Sposób, w jaki te kwestie pasują do siebie w tej ocenie jest przedstawiony schematycznie na rysunku 5.1 poniżej. Decyzja, czy proponowane inwestycje są rentowne, zależy od możliwości sektora, który ma wchłonąć dodatkowy koszt lub przerzucić te koszty na klienta lub dostawcę. Zdolność sektora do przeniesienia kosztów zależy od „struktury przemysłu” i „struktury rynku”, podczas gdy zdolność sektora do absorpcji kosztów zależy od „prężności” sektora. Jeśli po rozważeniu tych kwestii, pakiet wariantów BAT jest określony, jako rentowny, może pojawić się potrzeba rozważenia skali czasowej dla wdrożenia technik w celu ułatwienia ich wprowadzenia w sektorze, tj. „tempa wdrażania”.



**Rysunek 5.1: Ocena rentowności ekonomicznej dla sektora**

Każdy z czterech czynników jest omówiony bardziej szczegółowo poniżej. Mimo że nieuchronnie będą pojawiały się inne kwestie, które mogą być ważne dla niektórych sektorów, zawężenie debaty do tych czterech kluczowych czynników powinno poprawić obiektywizm procesu podejmowania decyzji i pomóc w zapewnieniu, że wszystkie sektory mogą być traktowane w sposób spójny.

Ocena będzie w wielu przypadkach procesem opartym na orzekaniu i, jak to często bywa, kompleksowe dane mogą nie być dostępne lub mogą być przedmiotem dużych niepewności. Ograniczenia te będą musiały być rozumiane od początku przy ocenie rentowności i wyraźnie określone w sprawozdaniu w celu zapewnienia przejrzystości.

## 5.2 Struktura Przemysłu

„Struktura przemysłu” opisuje parametry społeczno-ekonomiczne rozważanego sektora oraz parametry instalacji technicznych w sektorze. Charakterystyki te dają pewien wgląd w strukturę przemysłu i łatwość, z jaką nowe techniki BAT mogą być wdrażane.

### 5.2.1 Opis struktury przemysłu

Rozpatrzenie następujących zagadnień jest przydatne, gdy próbuje się opisać strukturę przemysłu:

**Rozmiar i liczba zakładów w sektorze** - W niektórych sektorach, takich jak „żelazo i stal” oraz „rafinerie”, typowymi są duże zintegrowane zakłady, podczas gdy w innych sektorach, takich jak „intensywny chów zwierząt”, normą są o wiele mniejsze zakłady. Alternatywnie, sektor może charakteryzować się mieszaniną dużych i małych zakładów, jak to ma miejsce w sektorze „tekstylnym” oraz „masy celulozowej i papieru”.

Zakłady różnej wielkości, mogą różnie reagować na wdrażanie BAT - większe zakłady mogą dostarczać korzyści skali, ale koszty inwestycyjne urządzeń będą na ogół wysokie, są też zazwyczaj długie okresy na wymianę sprzętu. Wymiany dla mniejszych zakładów i urządzenia mogą być mniej kapitałochłonne, ale zwrot nakładów na sprzęt może być równie długi, jak w większych zakładach.

**Parametry techniczne instalacji.** - Infrastruktura, która już istnieje w instalacji, będzie miała wpływ na rodzaj BAT, która może być zainstalowana, może mieć także wpływ na koszty związane z instalacją BAT.

Usprawnienia technik typu końca rury (end-of-pipe) mogą być początkowo stosunkowo tanie i szybkie w montażu, ale w większości przypadków technik typu końca rury nałoży dodatkowe koszty eksploatacyjne i nie oferuje lepszej wydajności procesu, którą można osiągnąć ze środków zintegrowanych z procesem. Z drugiej strony, usprawnienia BAT, które są wbudowane w proces poprzez integrację procesów lub przyjęcie technologii niskoodpadowej, może być kosztowne ze względu na konieczność zamknięcia produkcji i odbudowania procesu.

Wysoki początkowy koszt wdrożenia środków procesu zintegrowanego, może być równoważony (rozliczony) w dłuższej perspektywie przez zwiększenie efektywności i zmniejszone koszty eksploatacyjne, które mogą być zrealizowane, ale różnicowanie kosztów procesu zintegrowanego z pozostałymi kosztami eksploatacyjnymi jest oczywiście bardziej skomplikowane (patrz sekcja 3.5).

**Żywotność sprzętu** - Niektóre branże mają długą żywotność zakładu i sprzętu, podczas gdy w innych branżach rutynowe zużycie i proces innowacji wymaga częstszej wymiany elementów wyposażenia. Dla niektórych sektorów przemysłu, żywotność ekonomiczna jest czynnikiem decydującym o cyklu inwestycyjnym.

Szybkie wdrożenie BAT w sektorach, które rutynowo mają długotrwały czas eksploatacji sprzętu, może nałożyć znaczne obciążenie finansowe na te gałęzie przemysłu. W tych przypadkach, koordynacja czasowa dla modernizacji sprzętu, aby dopasować się do istniejących wymian i cykli inwestycyjnych, może być skutecznym i opłacalnym sposobem modernizacji do BAT (patrz sekcja 5.5).

**Bariery wejścia lub wyjścia sektora** - Jeśli istnieją bariery uniemożliwiające wejście na rynek nowym graczom (takie jak wysoka cena sprzętu lub licencji) lub istnieją bariery, które uniemożliwiają graczom opuszczenie rynku (bariery wyjścia, takie jak niskie zwroty z likwidacji specjalistycznych aktywów itp.), to może stanowić to problem, który należy wziąć pod uwagę w ocenie. Bardziej szczegółowo odniesiono się do tej kwestii w sekcji 5.3.1.1.

**Aspekty ekonomiczne i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska (podejście kompleksowe)**

### 5.2.2 Przykłady struktur przemysłu

Sektor rafinerii charakteryzuje się niewielką liczbą stosunkowo dużych instalacji, z których wiele to starsze zakłady (patrz cytaty poniżej [23, EIPPCB, 2001]). W tym sektorze najbardziej opłacalnymi technikami mogą być te, które opierają się na istniejącej infrastrukturze, takie jak modernizacja poszczególnych komponentów w procesie, w celu poprawy wydajności ochrony środowiska.

*„W wyniku nadprodukcji w europejskim sektorze rafinerii, w ciągu ostatnich dwudziestu pięciu lat zbudowano bardzo mało nowych rafinerii. W rzeczywistości, tylko dziewięć procent istniejących rafinerii zostało zbudowanych w tym okresie i tylko dwa procent w ciągu ostatnich dziesięciu lat. Chociaż większość rafinerii od czasu ich uruchomienia przeszła modernizacje oraz zbudowano nowe jednostki, to ich struktura ogólna, w szczególności takie elementy jak schematy systemów kanalizacyjnych, pozostanie zasadniczo bez zmian”.*

W Dyrektywie Dużych Obiektów Energetycznego Spalania [22, Komisja Europejska, 2001], dokonano rozróżnienia pomiędzy dopuszczalnymi wartościami emisji określonymi dla zakładów różnych wielkości. Na przykład, limit 1700 mg SO<sub>2</sub>/Nm<sup>3</sup> ustalono dla dużych zakładów energetycznego spalania do 300 MWth, a limit 400 mg SO<sub>2</sub>/Nm<sup>3</sup> dla obiektów większych niż 500 MWth z ruchomą skalą limitów, ustalonych dla zakładów pomiędzy tymi zdolnościami.

### 5.2.3 Wniosek na temat struktury przemysłu

Podczas przeprowadzania oceny rentowności ekonomicznej, zrozumienie struktury przemysłu może przyczynić się do ustalenia wszelkich ograniczeń, które mogą naruszać wdrożenie proponowanej techniki BAT w tym sektorze. Chociaż nie istnieją żadne uzgodnione lub spójne deskryptory, bądź statystyki, które mogą być użyte do opisu struktury sektora przemysłu lub jak to może wpłynąć na określanie BAT, ocena kwestii omówionych powyżej umożliwi sektorowi zbudowanie swojego stanowiska wobec konkretnej propozycji BAT.

## 5.3 Struktura rynku

„Struktura rynku” może wpływać na zdolność prowadzącego do przerzucenia kosztu poprawy stanu środowiska wynikającego z wdrożenia BAT. Koszt mógłby być przerzucony na nabywcę poprzez zwiększenie ceny produktu lub, alternatywnie, przerzucony na dostawców za pomocą kosztu poprawy stanu środowiska, jako element negocjacyjny w celu wynegocjowania niższych cen surowców. W sytuacji, gdy marże są niskie, a koszty nie mogą być przerzucone, wtedy może zaistnieć potrzeba, aby TWG rozważyła wprowadzenia BAT z większą ostrożnością. Niektóre z bardziej istotnych kwestii dla sektorów IPPC opisano poniżej, włącznie z opisem sposobu analizy rynku za pomocą ustalonych narzędzi, takich jak teoria pięciu sił Portera.

### 5.3.1 Opis struktury rynku

Istnieje szereg kwestii wartych zastanowienia przy opisywaniu „struktury rynku” sektora. Wiele z tych kwestii będzie wymagało oceny jakościowej, tak więc trudno jest określić, kiedy i w jakim stopniu kwestie te mogą mieć wpływ na określenie BAT, jednak następujące kwestie są uważane za najbardziej istotne:

**Zakres rynku** – „Rynek lokalny” istnieje dla artykułów, gdy istnieje potrzeba, aby towary lub usługi były blisko klienta. Dzieje się tak na przykład na rynku podchlorynu sodu, jako że produkt ulega degradacji podczas przechowywania lub transportu. Rynek lokalny może również

występować w sektorze z powodów takich jak „zasada bliskości”, która w sektorze unieszkodliwiania odpadów oznacza, że wszystkie wytwarzane odpady powinny być unieszkodliwiane w pobliżu źródła odpadów.

W niektórych sektorach może wystąpić „rynek regionalny”, taki jak istniejący dla wielu substancji chemicznych, które są produkowane i sprzedawane w Europie.

Istnieje również „rynek globalny”, w którym prowadzący rywalizują z konkurentami z całego świata i często występuje silna presja, aby utrzymać niskie ceny, a zminimalizować zagrożenie ze strony importu.

Zrozumienie zakresu rynku może mieć istotne znaczenie, ponieważ może to określić władzę, jaką ma klient w stosunku do ceny towaru. Na rynku lokalnym, klient może liczyć na producenta i może mieć ograniczoną kontrolę nad ceną. Na rynku globalnym ma to miejsce w mniejszym stopniu, gdzie ceny są ustalane na wolnym rynku i europejscy prowadzący muszą pozostać konkurencyjni w stosunku do producentów spoza Europy.

**Elastyczność cenowa** - Może istnieć wariant przerzucenia kosztów na klienta. Elastyczność cenowa jest terminem używanym przez ekonomistów do opisanego, jak wrażliwy na zmiany cen jest nabywca. Dla niektórych produktów, takich jak benzyna i farmaceutyki, klienci mogą nie być zadowoleni z podwyżek cen, ale wzrost ten nie ma istotnego wpływu na popyt, więc ceny tych produktów są opisane, jako „nieelastyczne”. Jeśli nieelastyczne ceny są charakterystyczne dla tego sektora przemysłu, wtedy przerzucenie kosztów na nabywcę może być stosunkowo łatwe.

Zmiany cen innych artykułów mogą mieć znacznie większy wpływ na popyt a nabywcy mogą być bardzo wrażliwi na ich zmiany. Ceny tych towarów są opisane, jako „elastyczne”.

Niektóre problemy, które mogą mieć wpływ na elastyczność ceny artykułu, obejmują poziom konkurencji w sektorze, siłę nabywców, siłę dostawców oraz łatwość, z jaką nabywca może przejść do produktu zastępczego (patrz poniżej). Gdy cena jest elastyczna, wtedy trudno jest przerzucić koszty na nabywcę, więc to producent będzie musiał ponieść ciężar wzrostu kosztów.

**Konkurencja pomiędzy produktami** - W sektorze, w którym występują niewielkie lub żadne różnice pomiędzy artykułami i które są dostarczane przez dużą liczbę producentów, tam konkurencja jest ostra. Taka sytuacja może występować w branżach takich jak: metale, objętościowe chemikalia, cement i zasilanie w energię, w których poszczególni prowadzący mają niewielką możliwość ustalania lub podnoszenia cen. Tam gdzie zagrożenie ze strony konkurencji jest duże, możliwości przerzucenia kosztów na nabywcę są ograniczone. Alternatywnie, jeżeli sektor charakteryzują bardziej specjalistyczne produkty i gdzie istnieje możliwość odróżnienia produktu prowadzącego od konkurencji, wtedy może pojawić się większa elastyczność cenowa. W takich sytuacjach pojawia się więcej okazji dla prowadzącego, aby przerzucić koszty wdrożenia BAT na nabywcę.

Ponieważ Dyrektywa powinna prowadzić w znacznej mierze do zrównania szans w UE, to nie jest to znaczące zagadnienie w odniesieniu do konkurencji wewnątrz wspólnotowej. Jednak może to być ważne zagadnienie, jeśli istnieje znacząca konkurencja z poza Unii Europejskiej (patrz wyżej opis „Zakres rynku”).

### 5.3.1.1 Analiza rynku przy użyciu teorii pięciu sił Portera

Istnieje kilka ustanowionych metodologii, które zostały opracowane dla analizy rynków. Jedną z powszechnie stosowanych metodologii jest „teoria pięciu sił Portera” [40, Porter, 1980]. Konkurencyjne siły określają zyskowność branży, ponieważ mają one wpływ na ceny, koszty i wymagane inwestycje firm w branżę.

Według punktu widzenia Portera, zasady konkurencji zawarte są w pięciu siłach, które kształtują strukturę i intensywność konkurencji:

- rywalizacja między istniejącymi firmami
- siła przetargowa dostawców
- siła przetargowa kupujących (lub nabywców)
- zagrożenie ze strony produktów zastępczych lub usług
- zagrożenie ze strony nowych uczestników rynku.

Moc tych pięciu sił waha się między gałęziami przemysłu i może się zmieniać wraz z rozwojem przemysłu. Mimo, że metodologia ta została opracowana w celu oceny aktualnego stanu przemysłu i umożliwienia menedżerom dokonania wyborów strategicznych na przyszłość, to jednak pewne elementy z tego modelu, mogą być wykorzystane w ocenie struktury rynku (szczegółowe wyjaśnienie teorii patrz [40, Porter, 1980]). Istnieją pewne elementy oceny, które mogą być przydatne dla zrozumienia zdolności sektora IPPC do absorpcji lub przerzucenia kosztów wdrożenia BAT. Kluczowe zagadnienia z teorii i sposób, w jaki mogą one wpływać na określenie BAT, są omówione poniżej: [42, Vercaemst i De Clercq, 2003].

**Rywalizacja między istniejącymi firmami** – Silna rywalizacja w sektorze może doprowadzić do silnej konkurencji cenowej i może ewentualnie ograniczyć marże, a tym samym zdolność sektora do absorpcji lub przerzucenia kosztów wdrożenia BAT. „Konkurencja”, „elastyczność cenowa” i „zakres rynku”, które zostały omówione wcześniej, mogą być również bardzo ważne. Koncentracja lub liczba graczy na rynku, może wskazywać na poziom rywalizacji w sektorze. Indeks Herfindahla-Hirschmana<sup>13</sup> może dać wskazówkę, co do koncentracji w sektorze. Jeżeli istnieje nadwyżka zdolności produkcyjnych, wtedy możliwości zdobycia udziału w rynku są ograniczone (czasami może tak być w przypadku sektorów, w których produkty sprzedawane są według standardowej specyfikacji, takie jak cement lub objętościowe chemikalia). Ponadto, jeśli istnieją wysokie bariery wyjścia (wysokie koszty zamknięcia, itp.) to te czynniki mogą prowadzić do silnej rywalizacji w sektorze.

**Siła przetargowa dostawców** – Jeśli istnieje duża liczba prowadzących w sektorze lub niewielka liczba klientów, wówczas może wystąpić silna konkurencja cenowa. Dostawcy mogą również występować z pozycji siły, jeśli prowadzący jest ograniczony przez wysokie koszty związane ze zmianą (wymiana narzędzi lub zwiększenie kosztów transportu) i nie mogą łatwo zmienić dostawców. Jeśli sektor jest małym rynkiem zbytu dla dostawcy, to zajmuje on ponownie silną pozycję i może dyktować ceny oraz zmniejszyć zdolność przetargową sektora IPPC w negocjowaniu niskich cen.

**Siła przetargowa nabywców** – Jeśli sektor charakteryzuje się niewielką liczbą nabywców (termin „kupujący” jest używany przez Portera), biorących znaczący udział w rynku sprzedaży, wtedy klienci wydają się mieć silną pozycję i mogą wywierać większy wpływ na cenę. Zdolność prowadzących w sektorze do przerzucenia kosztów BAT może zatem być ograniczona. Nabywcy mogą również posiadać siłę, jeśli występują niskie koszty związane ze zmianą i mogą szybko i łatwo przejść do innego dostawcy (na przykład, jeśli produkt jest dość standardowy, np. objętościowe chemikalia). Alternatywnie, gdy produkt stanowi niewielki ułamek kosztów klienta, może istnieć większa elastyczność w przerzucaniu kosztów.

**Zagrożenie ze strony produktów zastępczych lub usług** – Tam gdzie klient ma możliwość zmiany na produkty alternatywne, to może to stanowić zagrożenie dla sektora (na przykład,

---

<sup>13</sup> Indeks Herfindahla-Hirschmana: suma procentowych udziałów w rynku do kwadratu wszystkich przedsiębiorstw w sektorze. Rynki, w których HHI jest pomiędzy 1000 a 1800 punktów uważa się za umiarkowanie skoncentrowane, zaś te, w których HHI przekracza 1800 punktów uważa się za skoncentrowane [41, Carlton, 1990].

aluminium i tworzywa sztuczne są coraz częściej wykorzystywane, jako surowiec w produkcji samochodów oraz jako substytut dla stali), wtedy możliwości przerzucenia wzrostu kosztów na klienta są ograniczone. Klient może być początkowo niechętny do zmiany ze względu na koszty zmiany narzędzi lub zmiany procesu, które musiałby podjąć, aby dostosować się do zmiany. Jednak ze względu na rosnący koszt BAT oraz, że znajduje to odzwierciedlenie we wzroście cen produktów, zagrożenie ze strony klientów przechodzących na produkty zastępcze może stać się większym problemem. Rozważając ten aspekt w kontekście IPPC, kwestia ta nie zawsze jest znacząca, ponieważ traktuje o przesunięciu „udziału w rynku” z jednej branży do innej (np. ze stali, do metali nieżelaznych i chemikaliów). Jednak staje się istotna przy rozpatrywaniu tylko jednego konkretnego sektora lub gdy zagrożenie ze strony konkurencji z poza UE, oferującej produkty zastępcze jest realne.

**Zagrożenie ze strony nowych uczestników rynku** – Wysoko rentowne rynki mają tendencję do przyciągania nowych uczestników. Zagrożenie to wydaje się być ograniczone, jeśli istnieją wysokie bariery wejścia (nowy sprzęt, dostęp do kanałów dystrybucji, klienci zmieniający koszty, pozwolenia prawne, itp.). Ma to raczej ograniczone znaczenie przy określaniu BAT, ponieważ wysoce rentowne rynki mogą pozwolić sobie na wdrożenie BAT, a od nowych uczestników oczekuje się wdrożenia BAT od razu na starcie (a wysokie koszty BAT, stanowią barierę dla nowych uczestników).

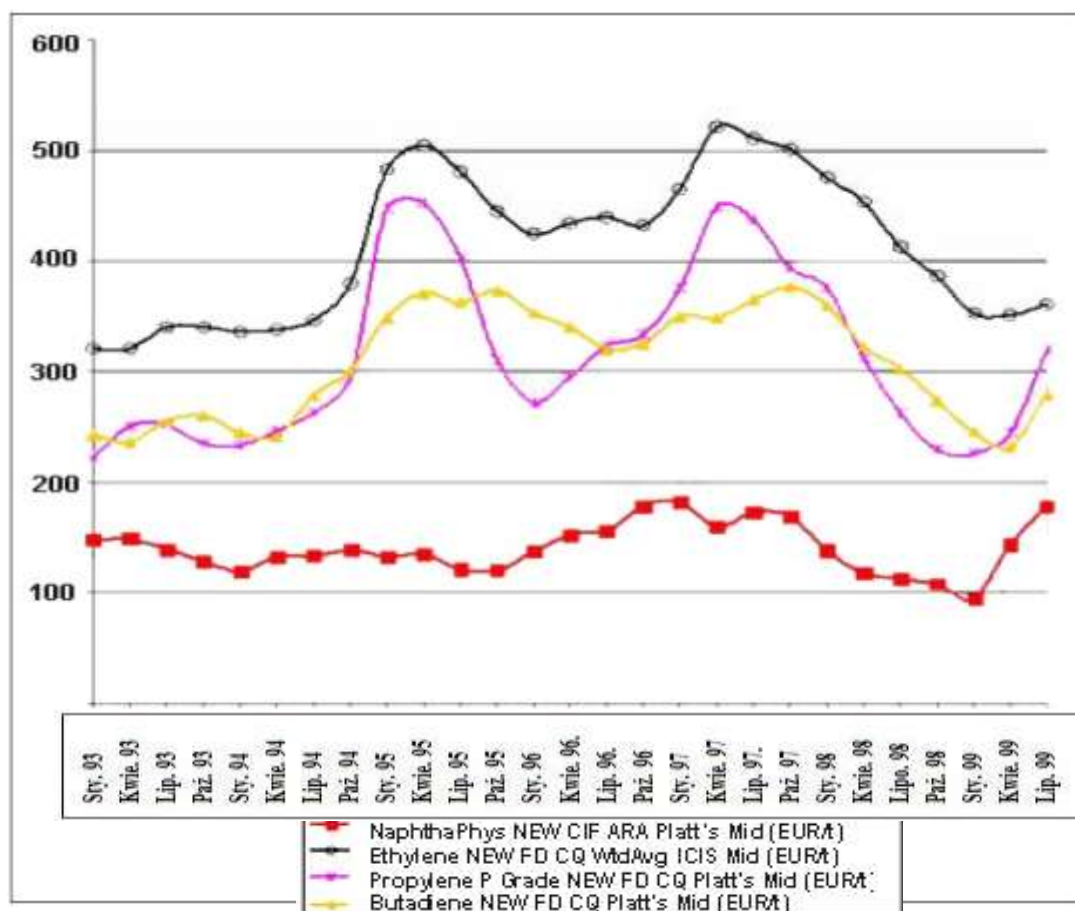
### 5.3.2 Przykłady struktur rynku

Ten rodzaj szczegółowej analizy nie został do tej pory w pełni przeprowadzony, ale konkurencja była jedną z kwestii, które zostały uwzględnione w Wielkotonazowych Związkach Organicznych (LVOC) BREF [24, EIPPCB, 2002], który stwierdził, że:

**„Konkurencja.** *Podstawowe produkty petrochemiczne są zwykle sprzedawane na podstawie specyfikacji chemicznej, a nie na podstawie marki lub jakości użytkowania. W obrębie każdego regionu, różni producenci mają różne koszty produkcji ze względu na różnice w skali, źródło surowców i typ, a także procesy technologiczne. Istnieje kilka możliwości różnicowania produktów, tym samym korzyści skali są szczególnie ważne. Podobnie jak inne artykuły, podstawowy sektor petrochemiczny charakteryzowany jest konkurencją cenową, z odgrywającymi znaczną rolę kosztami produkcji. Rynek objętościowych chemikaliów jest bardzo konkurencyjny i udział w rynku jest często postrzegany w kategoriach globalnych”.*

Jest to zaprezentowane graficznie na poniższym rysunku:





Rysunek 5.2: Wahania cen niektórych produktów petrochemicznych

### 5.3.3 Wniosek na temat struktury rynku

Rozpatrzenie opisanych tutaj zagadnień pozwala na zorganizowaną debatę na temat struktury rynku oraz identyfikację tych zagadnień, które są na tyle istotne, aby wpłynąć na określenie BAT. Może to dać pewne wskazówki, co do możliwości sektora w przeliczeniu kosztów na klienta. Mimo, że w wielu przypadkach ocena będzie jakościowa, a szczegółowe informacje potrzebne do dokonania pełnej oceny nie będą dostępne, ocena struktury rynku pomoże zidentyfikować jakiegokolwiek istotne zagrożenia dla sektora i umożliwi TWG rozważenie, czy lub jak, może to wpływać na określenie BAT.

## 5.4 Prężność

„Prężność” opisuje zdolność sektora do absorbowania zwiększonych kosztów wdrażania BAT, zapewniając jednocześnie, że pozostaje on rentowny w krótko-, średnio- i długoterminowym okresie. W celu zapewnienia tej rentowności, prowadzący w sektorze będą musieli być w stanie wygenerować wystarczające zyski na bieżących podstawach, aby móc je zainwestować w np. rozwój procesu, rozwój produktu, bezpieczeństwo oraz poprawę stanu środowiska, itp. Jakiegokolwiek wzrost kosztów związanych z wdrożeniem BAT, musi zostać wchłonięty przez przemysł lub przeliczony na nabywcę, prężność opisuje zdolność sektora do absorpcji tych kosztów.

### 5.4.1 Opis prężności

Istnieje kilka wskaźników finansowych, które są rutynowo stosowane do oceny, czy warto jest inwestować w firmie w ulepszenia. Niektóre z tych wskaźników finansowych mogą być przydatne do oceny prężności, ale mogą być trudniejsze do zastosowania dla sektora, niż do

indywidualnej firmy. Podczas przeprowadzania oceny, użytkownik będzie musiał opracować jakiś sposób definiowania (hipotetycznej) uśrednionej firmy (na przykład, przez uśrednienie rocznych sprawozdań finansowych dla próbki reprezentatywnych firm). Może to oczywiście zostać łatwo zniekształcone przez dobór przedsiębiorstw w próbie i fakt, że poszczególne firmy rejestrują i wyrażają swoje informacje finansowe w różny sposób. Zniekształcenia te, są bardziej prawdopodobne tam, gdzie jest mniej prowadzących w sektorze lub w przypadku niektórych firm sprawujących się szczególnie źle lub dobrze. Tam gdzie są dostępne dane zagregowane dla danego sektora, mogą one być przydatne na poziomie europejskim. Aby uniknąć zakłóceń, źródło informacji i analizy tych informacji muszą być w pełni udokumentowane tak, aby wszelkie wnioski mogły być poddane dokładnemu audytowi i zatwierdzone.

Załącznik 11 wymienia najbardziej przydatne formuły współczynników finansowych dla tej analizy. Te wskaźniki finansowe opisują płynność, wypłacalność i zyskowność firmy, gdzie:

- **płynność** - płynność jest krótkoterminowym środkiem pomiaru stanu zdrowia firmy i opisuje zdolność firmy do spłacenia jej bezpośrednich zobowiązań. Załącznik 11 zawiera metodę obliczania zarówno „bieżącego wskaźnika” jak i „szybkiego wskaźnika”, które są rutynowo stosowane do opisu płynności
- **wypłacalność** - wypłacalność firmy opisuje zdolność firmy do wypełnienia swoich zobowiązań w dłuższej perspektywie. Obliczenia dla „wypłacalności” i „pokrycia odsetek”, są zawarte w załączniku 11
- **zyskowność** - zyskowność firmy jest miarą marży zysku, którą cieszy się firma. Firmy z wyższą marżą zysku będą łatwiej absorbowały koszty wdrożenia BAT. Wskaźniki finansowe dla „marży zysku brutto”, „marży zysku netto”, „zwrotu z zaangażowanego kapitału” i „zwrotów z aktywów”, są zawarte w załączniku 11.

Przy opisywaniu prężności sektora, bardziej użyteczne jest uwzględnianie długoterminowych trendów (5-10 lat), w celu zapewnienia, że nie dopuszcza się krótkookresowych wahań, aby zniekształcały określanie BAT.

**Koszty BAT, jako procent ceny produktu** mogą być przydatnym parametrem dla oceny wpływu wprowadzenia BAT. Chociaż nie ma z góry określonego procentu, który odzwierciedla BAT, to jest to jednak sposób wyrażania obciążeń finansowych, które nałoży na przemysł wdrożenie BAT i rozważenie tego może być przydatne w czasie oceny prężności sektora. Koszty wdrożenia BAT powinny być dobrze znane na tym etapie, gdyż koszty zostały już zebrane, zweryfikowane i przetworzone zgodnie z „metodologią kosztową” zaprezentowaną wcześniej w tym dokumencie.

## 5.4.2 Przykłady prężności

Do tej pory nie przeprowadzono oceny prężności w procesie BREF, nie ma też żadnych wskaźników finansowych, które zostały obliczone dla poszczególnych sektorów. Chociaż nie ma bezpośrednich przykładów kosztów BAT, jako procentu zysku, w celach poglądowych przedstawione są następujące stawki:

Panorama of European Industry 1997 (Eurostat 1997) - Przemysł garbarski „koszty środowiskowe 'Garbarzy UE', które szacuje się na około 5% ich obrotów .....

Panorama of European Industry – Przemysł chemiczny „W 1993, całość wydatków na środowisko jako procent obrotów wyniósł 3,9% w Europie Zachodniej. Całość wydatków na środowisko składa się z kosztów operacyjnych (3,0% obrotów) oraz wydatków inwestycyjnych (0,8% obrotów)”.

Przytoczone odsetki zostały wydzielone z europejskich baz danych i zgłoszeń z sektorów przemysłu (sektorów łącznie - nie tylko instalacji IPPC). Nie ma innych dostępnych szczegółowych informacji dotyczących tego, jak te odsetki były rzeczywiście obliczone, poza tymi przedstawionymi powyżej. Wydatki środowiskowe **nie zostały przedstawione** w „Panorama of European Business - 2000 Edition”.

W przeciwieństwie do odsetek przytoczonych powyżej, w sektorze spalania, duża część kosztów inwestycji bezpośrednio związana jest z osiągnięciem standardów ochrony środowiska. Względny udział kosztów związanych z osiągnięciem BAT w tym sektorze jest zatem bardzo wysoki. Na przykład podczas ostatniej wizyty EIPPCB w spalarni, zgłoszono, że 40 - 50% kosztów inwestycyjnych było związanych z urządzeniami do oczyszczania gazów spalinowych.

W Austrii przeprowadzono pewne prace w celu ustalenia kosztów środowiskowych instalacji selektywnej redukcji katalitycznej (SCR) dla przemysłu szklarskiego i cementowego [55, Schindler, 2003] i są one przedstawione tabelach poniżej.

<b>Przemysł szklarski</b>					
Założenia: Stopień redukcji NO <sub>x</sub> 1200 mg/Nm <sup>3</sup> .					
żywność katalizatora w przemyśle szklarskim to ok. 4lata					
Koszty:	energia elektryczna	EUR/kWh		0.07	
	NH <sub>4</sub> OH (roztwór 25 % NH <sub>3</sub> )	EUR/kg		0.12	
	ciecz NH <sub>3</sub>	EUR/kg		2.31	
	katalizator	EUR/m <sup>3</sup>		15000	
	<b>Jednostki</b>	<b>Wartości przepływu spalin</b>			
Wartości przepływu spalin	Nm <sup>3</sup> /h	60000	30000	10000	10000
Szacunkowa dzienna wydajność (szkło opakowaniowe)	tona/dzień	530	280	100	100
Produkcja roczna (czas pracy: 8000 h)	tona/dzień	177000	93000	33000	33000
Czynnik redukujący	NH <sub>3</sub>	Roztwór 25 %	Roztwór 25 %	Roztwór 25 %	ciecz
Inwestycja	EUR	1154000	769000	385000	231000
Roczne koszty eksploatacyjne	EUR/rok	181600	93320	34480	91120
Koszty ogólne (odsetki 6 %)	EUR/rok	338390	197800	86789	122500
Koszt na tonę szkła opakowaniowego	EUR/tona	1.96	2.18	2.64	3.92
<b>Dodatkowy koszt dla SCR na tonę produktu dla przemysłu szklarskiego jest skalkulowany na poziomie pomiędzy 0.2 % krajowego / szkła specjalnego i 2% dla opakowaniowego / szkła płaskiego.</b>					

Tabela 5.1: Oszacowanie dodatkowych kosztów na tonę szkła opakowaniowego, jeśli technologia SCR jest zainstalowana dla kilku wartości przepływu gazu.

<b>Przemysł cementowy</b>				
Dla oszacowania kosztów wdrożenia technologii SCR w podgrzewaczach cementowni, przyjęto następujące założenia:				
<ul style="list-style-type: none"> <li>• pojemność pieca cementowego: 300000 ton klinkieru / rok</li> <li>• redukcja NO<sub>x</sub>: od 1000 do 200 mg/Nm<sup>3</sup> przy 10% O<sub>2</sub></li> <li>• spaliny: 100000 Nm<sup>3</sup> dla niskopyłowego SCR</li> <li>• spaliny: 70000 Nm<sup>3</sup> wysokopyłowego SCR</li> <li>• okres amortyzacji: 15 lat</li> <li>• stopa procentowa: 6% i 10%, obliczona dla obydwu</li> </ul>				
	<b>Niskopyłowy SCR</b>		<b>Wysokopyłowy SCR</b>	
	Podstawy do obliczeń	EUR/ton klinkieru	Podstawy do obliczeń	EUR/tona klinkieru
Redukcja-NO <sub>x</sub> (10 % O <sub>2</sub> )	1000 to 200 mg/Nm <sup>3</sup>		1000 to 200 mg/Nm <sup>3</sup>	
Koszty inwestycyjne EUR	2906892		2398186	
Określone koszty inwestycyjne		1 <sup>a</sup> 1.5 <sup>b</sup>		0.8 <sup>a</sup> 1.2 <sup>b</sup>
Katalizator	Okres pracy 10 lat	0.13	Okres pracy 3 lata	0.5
Utrzymanie i zużycie		0.30		0.20
Koszt personelu		0.04		0.04
Strumień gazu przetworzonego	2.3 Nm <sup>3</sup> /kg Klinkieru		1.5 Nm <sup>3</sup> /kg Klinkieru	
Utrata ciśnienia	25 mbar		8 mbar	
Koszty oczyszczania katalizatora			Oczyszczanie okresowe	0.15
Energia dla powtórnego podgrzewania	77.6 MJ/tonę klinkieru	0.24	0	0
Energia elektryczna	3.3 kWh/tonę klinkieru	0.23	0.9 kWh/ tonę klinkieru	0.06
NH <sub>4</sub> OH, 25 % na masę	2.7 kg/tonę klinkieru	0.34	2.7 kg/ tonę klinkieru	0.34
<b>Oceniony koszt całkowity</b>	1000 to 200 mg/Nm <sup>3</sup>	<b>2.2<sup>c</sup></b> <b>2.7<sup>d</sup></b>	1000 to 200 mg/Nm <sup>3</sup>	<b>2.1<sup>c</sup></b> <b>2.6<sup>d</sup></b>
<b>Oceniony koszt całkowity<sup>e</sup></b>	1000 to 100 mg/Nm <sup>3</sup>	<b>2.7<sup>c</sup></b> <b>3.3<sup>d</sup></b>	1000 to 100 mg/Nm <sup>3</sup>	<b>2.0<sup>c</sup></b> <b>3.1<sup>d</sup></b>
<sup>a</sup> stopa procentowa w wys. 6 % <sup>b</sup> obliczona wewnętrznie stopa procentowa firm 10 % <sup>c</sup> koszty inwestycji -10 %; na 6 % <sup>d</sup> koszty inwestycji +10%, na 10% <sup>e</sup> Całkowite ocenione koszty dla 100 mgNO <sub>x</sub> /m <sup>3</sup> HMW (ok. + 20%)				
<b>Dodatkowy koszt dla SCR na tonę produktu dla przemysłu cementowego został obliczony na pomiędzy 3%, a 5% ceny produktu (65 EUR za tonę cementu).</b>				

**Tabela 5.2: Obliczanie kosztów realizacji niskopyłowego SCR i wysokopyłowego SCR w przemyśle cementowym.**

#### 5.4.3 Wniosek na temat prężności

Niektóre wskaźniki finansowe zostały zapewnione, co może być przydatne w analizie. W czasie analizy tych wskaźników finansowych (chyba, że zagregowane dane są dostępne), pojawia się potrzeba wydzielenia zestawu rachunków dla „średniej firmy” i pojawia się wtedy niebezpieczeństwo, że może to nie być reprezentatywne dla całego sektora. Aby uniknąć zakłóceń, proces musi być w pełni udokumentowany tak, aby mógł on być poddany audytowi i zatwierdzony przez TWG.

Uwzględnienie prężności sektora jest przydatne dla oceny, czy prowadzący mogą zaabsorbować wzrost kosztów ze względu na wdrażanie BAT. Gdy prężność sektora została przeanalizowana, TWG może ustalić, czy parametr ten jest na tyle ważny, aby wpłynąć na określanie BAT.

## 5.5 Tempo wdrażania

Jeżeli po dokonaniu oceny struktury przemysłu, struktury rynku i prężności sektora, pakiet technik BAT jest określony, jako rentowny, ale nadal istnieją obawy, co do ich wprowadzenia, TWG może wziąć pod uwagę tempo, z jakim BAT jest wdrażany, ponieważ może to być kluczowy problem dla przemysłu. Dyrektywa ustanawia skale czasowe na wdrożenie Dyrektywy i przyznawanie pozwoleń, które muszą być przestrzegane, ale modernizacja do standardów BAT, szczególnie w sektorach, w których potrzebne są znaczące inwestycje, wymaga czasu i planowania. Natychmiastowa modernizacja może być trudna do zaplanowania i może powodować trudności dla przemysłu, jeśli nie ma możliwości zharmonizowania modernizacji z istniejącym planowaniem biznesowym i cyklami inwestycyjnymi. Techniki, które wymagają znacznych inwestycji kapitału lub znaczących zmian w zakładach lub infrastrukturze, będą oczywiście potrzebowały więcej czasu.

Tempo wdrażania nie jest zwykle problemem dla nowych instalacji, ponieważ nowe zakłady będą musiały zawierać (lub będą mogły być łatwo dostosowane do włączenia) techniki najkorzystniejsze dla środowiska. Istnieje więc potrzeba rozróżnienia w tej ocenie, między nowymi, a istniejącymi instalacjami.

Warto również rozważyć koszty krańcowe modernizacji do BAT przy omawianiu tempa wdrażania. Te sektory, które dokonały znaczących inwestycji w ochronę środowiska w przeszłości mogą mieć wysoki koszt krańcowy uzyskania BAT w porównaniu do tych, które nie dokonały tak wielu inwestycji w przeszłości. Bardziej opłacalne może okazać się zajęcie tymi zakładami, które dokonały kilku inwestycji w przeszłości, mimo że będą one miały większy „dystans do celu”, aby osiągnąć standardy BAT. Ułatwienie wprowadzenia BAT poprzez ułożenie dłuższego harmonogramu wdrażania nie powinno być postrzegane, jako szansa na nagrodzenie niechętnych firm za ich złe wyniki w przeszłości.

### 5.5.1 Opis tempa wdrażania

Rozpatrzenie następujących rodzajów skali czasu, jest przydatne przy określaniu tempa wdrażania.

- **krótkoterminowa** (zazwyczaj są to tygodnie lub miesiące) – dla wielu technik, skale czasu potrzebne na wdrożenie nie wymagają specjalnej uwagi dla ich koordynacji w czasie przy wdrażaniu. Techniki te są zwykle tymi, które można wdrożyć szybko (i prawdopodobnie po niskich kosztach), na przykład małe jednostki redukcji emisji, takie jak separatory oleju, techniki zarządzania lub zmiany surowców, o ile w tym ostatnim przypadku taka zmiana nie pociąga za sobą rozległych modyfikacji dla zakładu przetwórczego lub zmiany specyfikacji produktu, z których oba mogłyby złągodzić gwałtowne zmiany
- **średnioterminowa** (zazwyczaj są to miesiące do roku lub dłużej) – są pewne techniki, które mogą potrzebować trochę więcej czasu na wdrożenie ze względu na koszty lub planowanie oraz poziom niezbędnego planowania. Zazwyczaj jest tak w przypadku technologii końca rury, np. jednostki redukcji emisji takie jak filtry workowe, które zwykle mogą być zainstalowane bez konieczności zatrzymywania procesu na dłużej, ale nadal potrzebują nieco czasu na planowanie i dopasowanie się do cyklu inwestycyjnego prowadzącego
- **długoterminowe** (zazwyczaj są to lata) – gdy są wymagane istotne zmiany w procesie produkcji lub zmiany konfiguracji instalacji takie jak np. przebudowa zakładów przetwarzania lub oczyszczania ścieków, wtedy inwestycje kapitałowe mogą być znaczące. Wczesne zamknięcie i przebudowa procesów, mogą być kosztowne dla przemysłu, zwłaszcza tych, które zazwyczaj mają długotrwały czas eksploatacji. Koordynacja czasowa modernizacji z istniejącymi wymianami i cyklami inwestycyjnymi może być skutecznym środkiem i opłacalnym sposobem wdrożenia techniki, ale musi to zostać zbilansowane w odniesieniu do opóźnienia poprawy w zakresie środowiska.

We wszystkich tych przypadkach mogą wystąpić alternatywy, zazwyczaj techniki zintegrowane z procesem, które ostatecznie mogą być bardziej opłacalne niż jednostki końca rury, ale potrzebują więcej czasu na wdrożenie niż jednostki końca rury.

### 5.5.2 Przykłady tempa wdrażania

Wyraźny przykład można znaleźć w dokumencie referencyjnym (BREF) w przemyśle szklarskim [25, EIPPCB, 2001]. TWG zgodziła się, że w czasie, gdy wiele usprawnień pracy pieca, w tym instalacja technik wtórnych, jest możliwych w czasie normalnego działania, to znaczące zmiany w technologii topienia mogą być wdrożone w sposób najbardziej ekonomiczny wtedy, gdy zbiegną się w czasie z rutynową odbudową pieca. To oczywiście oznaczało opóźnienia w poprawie ochrony środowiska, którą miało dostarczyć wdrożenie BAT, szczególnie w tych branżach, gdzie zakłady mają długą żywotność operacyjną. TWG zaangażowane w rozwój „BREF Szkło” uważały, że częstotliwość, z jaką występuje w przemyśle odbudowywanie pieca (zwykle co 8 do 12 lat) i wysokie koszty wczesnej wymiany uzasadniły te podejście.

### 5.5.3 Wniosek na temat tempa wdrażania

Tempo, z jakim wdrażane są nowe techniki BAT jest jednym z największych problemów dla przemysłu, szczególnie przy wdrażaniu droższych technik. Niektóre sektory mają rutynowo długą żywotność operacyjną dla swoich urządzeń, jeśli więc wdrażanie BAT wymusza wczesne zatrzymanie i wymianę tego sprzętu, to może to nałożyć znaczne obciążenie finansowe na te gałęzie przemysłu. W szczególności krótki czas na wdrożenie droższych technik, może spowodować trudności w pozyskiwaniu kapitału dla przemysłu oraz w planowaniu wprowadzenia tej techniki. Jeśli jest to uważane za kluczową kwestię, wtedy koordynacja czasowa wszelkich modernizacji z istniejącymi wymianami i cyklami inwestycyjnymi może być opłacalnym środkiem wdrożenia techniki.

Jeśli tempo wdrażania jest uważane za kluczową kwestię dla tego sektora, wtedy dokonujący oceny będą musieli to uzasadnić tak, aby decydent mógł znaleźć równowagę między ochroną środowiska i dostosowaniem, z racjonalnym planowaniem i cyklem inwestycyjnym dla przemysłu. Wyniki analizy struktury przemysłu, struktury rynku i prężności mogą wskazywać, czy tempo wdrażania jest krytycznym problemem.



### 5.6 Wniosek na temat rentowności sektora

Podczas, gdy podstawowa koncepcja jest integralną częścią określania BAT, pogłębiona ocena „rentowności” nie powinna być przeprowadzana, chyba że istnieją rzeczywiste obawy, co do tego, która technika ochrony środowiska jest możliwa do wdrożenia w sektorze. Nie ma sztywnych zasad, które mogą być stosowane dla całego zakresu i różnorodności sektorów przemysłowych objętych Dyrektywą i analiza ta może zatem być trudnym i czasochłonnym procesem. Czynniki określone w niniejszym rozdziale są postrzegane, jako krytyczne problemy w celu zapewnienia „rentowności ekonomicznej w sektorze” przy określaniu BAT. Jeżeli istnieją rzeczywiste obawy o przyszłą rentowność sektora, wtedy czynniki określone w niniejszym rozdziale powinny pomóc na skoncentrowaniu debaty tak, aby ważne kwestie zostały wyeksponowane i omówione.

W przypadku, gdy „rentowność ekonomiczna” została uznana za krytyczny problem, należy ją bardziej szczegółowo rozważyć przy określaniu BAT. BAT często wiąże się z wdrożeniem koszyka technik, z których nie wszystkie wymagają inwestycji i które często obejmują techniki oparte na zarządzaniu. Ostatecznie to całkowite koszty osiągnięcia BAT, być może obejmujące zarówno tanie, jak i drogie elementy, są tymi, które wpływają na rentowność ekonomiczną BAT. Mogą również pojawić się okazje, aby zminimalizować skutki finansowe wdrożenia poprzez określenie dłuższych terminów wprowadzenia drogiej techniki tak, aby wprowadzenie mogło pokrywać się z rutynową odbudową zakładu i sprzętu. Zrozumienie krytycznych problemów dla sektora umożliwia decydentowi określenie optymalnej kombinacji technik, które mogą zapewnić wysoki poziom ochrony środowiska, jako całości, bez uszczerbku „rentowności ekonomicznej”.

Gdy krytyczne problemy dla sektora zostaną przeanalizowane i wyeksponowane w ocenie, to następnie oczekuje się, że Techniczna Grupa Robocza będzie mogła omówić te krytyczne problemy i zdecydować, czy i jak powinny one wpływać na określanie BAT.

## 6 UWAGI KOŃCOWE

Proces wymiany informacji dla stworzenia tego dokumentu rozpoczęto w maju 2000r. i przedłużono do końca 2004 roku. Prace nad stworzeniem niektórych, bardziej technicznych metodologii określonych w dokumencie, przeprowadzono w specjalistycznych podgrupach TWG. Pierwszy pełny projekt dokumentu został wydany do konsultacji w listopadzie 2002 roku, a drugi projekt został wydany do konsultacji we wrześniu 2003 r..

Zamiast tworzyć nowe metodologie, aby zająć się zagadnieniami ekonomicznymi i tymi dotyczącymi skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, związanymi z koncepcją BAT, przyjęto podejście, aby dowiedzieć się, co było dostępne i już wykorzystywane i doprowadzić wspólnie te metodologie, w sposób, który będzie odpowiadał wymaganiom Dyrektywy dla określania BAT na poziomie sektora, ewentualnie, aby pomóc w określeniu warunków pozwolenia dla poszczególnych instalacji.

Metodologie opisane tutaj są dość solidne i prowadzą użytkownika przez proces podejmowania decyzji w zorganizowany sposób. Ramy, które są określone w niniejszym dokumencie powinny pomóc w określeniu zagadnień w sposób przejrzysty oraz pomóc w określeniu kosztów i korzyści z wdrożenia technik alternatywnych. Mimo to, proste zastosowanie samych metodologii nie będzie wystarczające do podjęcia decyzji i nadal istnieje zapotrzebowanie na opinię ekspertów, aby określić, które techniki to BAT. Istnieje zapotrzebowanie na opinię ekspertów przez cały proces podejmowania decyzji, ponieważ istnieją ograniczenia, co do metodologii, a w niektórych przypadkach mogą wystąpić ważne kwestie, które należy wziąć pod uwagę, a które nie są objęte określonymi tutaj metodologiami. Kluczowym wymogiem, który przebiega przez wszystkie metodologie jest to, że przejrzystość musi być utrzymana przez cały czas. Przejrzystość ta gwarantuje, że uzasadnienie decyzji może być wyraźnie widoczne i zrozumiałe oraz zatwierdzone i poddane audytowi na każdym etapie procesu.

W tworzeniu metodologii oceny aspektów ekonomicznych i skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, punktem wyjścia były metodologie „oceny cyklu życia”, które są już ustanowione i używane. Były pewne trudności z wykorzystaniem tego podejścia z uwagi na konieczność utrzymania oceny w granicach procesu IPPC, były też obawy o niektóre bardzo ogólne założenia, które przyjęto w tworzeniu oceny cyklu życia. Aby odnieść się do tych problemów, metodologia opisana tutaj, została dopracowana i rozbudowana w oparciu o niektóre z metodologii, które są obecnie stosowane w państwach członkowskich. W celu połączenia tych metod i stworzenia metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska dla tego dokumentu, zaistniała potrzeba zrozumienia ograniczeń i ich zatwierdzenia, aby zidentyfikować każde założenie, a następnie je wyjaśnić w przejrzysty sposób.

Użytkownik powinien być w stanie przeprowadzić ocenę bez użycia oprogramowania. Ma to zapewnić łatwość użytkowania i umożliwić określenie wyników w sposób przejrzysty i w razie potrzeby poddanie audytowi. W celu wsparcia metodologii w załącznikach do niniejszego dokumentu przedstawione są źródła informacji. Włożono znaczny wysiłek w określenie najbardziej aktualnych, ważnych i istotnych informacji w tych załącznikach, ale liczby te zmieniają się z czasem i tam gdzie to możliwe umieszczono odnośniki do odpowiednich źródeł, gdzie użytkownicy mogą znaleźć bardziej aktualne informacje.

Trudno było znaleźć dobre przykłady w celu zilustrowania metodologii i interpretacji informacji, których dostarcza metodologia. Aby zilustrować metodologie w tym dokumencie, dołączono dwa przykłady, jako załączniki do tego dokumentu, lecz mają one jedynie charakter ilustracyjny. W czasie ich tworzenia, zbadano możliwości testowania metodologii, zwłaszcza dla metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska. W rzeczywistym świecie, było bardzo niewiele przykładów, które by wymagały określonej tutaj szczegółowej oceny, a najlepszy wariant środowiskowy będzie zwykle określany za pomocą prostej oceny wariantów alternatywnych. W takim przypadku, określenie uzasadnienia w przejrzysty sposób, powinno wystarczyć na poparcie decyzji.

Przy opracowywaniu metodologii kosztowej, należało wziąć pod uwagę kilka czynników, na przykład ten, że techniki rachunkowości różnią się między państwami członkowskimi i prowadzący mogą również wyliczać koszty w różny sposób. Ze względu na to, że może to utrudnić porównania, pojawiła się potrzeba ujednoczenia tych technik rachunkowości, umożliwiając dokonanie uczciwych porównań między wariantami alternatywnymi. W tworzeniu metodologii kosztowej, pojawiła się możliwość wykorzystania prac, które zostały przeprowadzone w przeszłości przez Europejską Agencję Środowiska. Prace te zostały udoskonalone i rozwinięte, aby dopasować je do wymogów Dyrektywy IPPC przez podgrupę w ramach TWG i w konsekwencji metodologia kosztowa została dobrze przyjęta i zaakceptowana. Metodologia określa działania konieczne do gromadzenia i analizy danych kosztowych i do określenia składników kosztów, a następnie do przetworzenia i przedstawienia danych kosztowych. Chociaż istnieje pewna elastyczność, co do tego, w jaki sposób te kroki są wykonywane, kluczowym wymogiem tutaj (jak to jest w całym dokumencie) jest to, że informacje muszą być przedstawione w sposób przejrzysty. Ma to zapewnić, że każdy z wariantów alternatywnych może być oceniony w sposób uczciwy i poddany audytowi na każdym etapie procesu.

Gdy skutki dla środowiska zostały ocenione przez metodologię skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, a koszty zebrane i przedstawione przy użyciu metodologii kosztowej, może pojawić się potrzeba ich porównania. Rozdział 4 opisuje opłacalność, która jest dość prostą techniką porównywania korzyści dla środowiska, którą zapewni technika w stosunku do kosztów wdrożenia tej techniki. Jednak może to nie zapewniać wystarczających informacji do ustalenia, czy koszty są uzasadnione. Aby rozwiązać ten problem, omawiane są niektóre metody ustalania standardu wartości odniesienia dla opłacalności technik dla niektórych zanieczyszczeń powietrza. Chociaż istnieją znaczne niepewności, które otaczają wartość tych korzyści, zastosowanie metod może dostarczyć użytecznych informacji, które mogą pomóc w ocenie i uproszczeniu procesu podejmowania decyzji. Wyraża się wiele obaw, co do wartości dostępnych kosztów zewnętrznych. Metody wydziałania takich kosztów oraz niektóre przyjęte założenia wzbudziły wiele krytyki.

Przy określaniu BAT, może wystąpić potrzeba ustalenia, czy przedstawione techniki spełniają definicję „dostępne” w Dyrektywie, która wymaga, aby były to „takie, jakie są rozwinięte na skalę, która pozwala na wdrożenie w danym sektorze przemysłu, w warunkach ekonomicznej i technicznej opłacalności”. Rozdział 5 na temat „rentowności ekonomicznej w sektorze”, wymienia kwestie, które są uważane za krytyczne w ocenie i pozwala, aby zorganizowana debata została przedstawiona i poddana ocenie. W odniesieniu do tej oceny, nie było zgody, co do tego, co powinno być uwzględnione w oszacowaniu. Aby rozwiązać ten problem, opracowano metodologię na podstawie dyskusji i wniosków w ramach TWG, ocena jak te decyzje zostały podjęte w przeszłości, prace Dyrekcji Generalnej ds. Przedsiębiorstw na temat wpływu BAT na temat Konkurencyjności Przemysłu Europejskiego oraz projekty i powtórne projekty rozdziału, zrecenzowane i skomentowane przez różne zainteresowane strony w procesie wymiany informacji.

Rozdział 5 określa tym samym, jak ocenić, czy koszty wdrożenia BAT mogą zostać zaabsorbowane („prężność”) lub przerzucone na nabywcę („struktura przemysłu”, „struktura rynku”). Jeśli koszty mogą zostać zaabsorbowane lub przerzucone, ale nadal istnieją obawy o skutki finansowe wprowadzenia nowych technik, to istnieje możliwość oceny, czy wprowadzenie przez dłuższy okres czasu („tempo wdrażania”) jest realnym sposobem złagodzenia ich wprowadzenia.

Ocena rentowności ekonomicznej będzie konieczna tylko przy określaniu BAT. Dyrektywa nie zapewnia żadnej innej oceny rentowności ekonomicznej niż na poziomie sektorowym. Dogłębna ocena byłaby oczekiwana jedynie w sytuacjach, gdzie rentowność ekonomiczna jest zidentyfikowana, jako problem krytyczny. Obowiązek udowodnienia czy techniki są „rentowne ekonomicznie” w przypadku ich kwestionowania, spoczywa na tych, którzy sprzeciwiają się proponowanym technikom BAT. Obiekcje te mogą mieć miejsce tylko wtedy, gdy techniki są uważane za zbyt drogie (zazwyczaj ze strony branży, od której oczekuje się ich wdrożenia).

---

Oczekuje się, że sprzeciwiający się przedstawi uzasadnienie sprzeciwu w sposób uporządkowany, który jest tutaj określony.

KE inicjuje i wspiera w ramach swoich programów badań naukowych, serię projektów z zakresu czystych technologii, nowych technologii obróbki ścieków, recyklingu oraz strategii zarządzania. Przepuszczalnie projekty te będą mogły wnieść pozytywny wkład w prace nad przyszłymi BREF-ami. Tym samym czytelnicy są proszeni o informowanie Europejskiego Biura IPPC o wszelkich wynikach badań, które są istotne dla zakresu niniejszego dokumentu (zob. także przedmowę do niniejszego dokumentu).



## Odniesienia

- 2 Intergovernmental Panel on Climate Change (2001). „Climate Change 2001: The Scientific Basis, Third Assessment Report”, Cambridge University Press, 0-521-01495-6.
- 3 World Meteorological Office (1998). „Scientific Assessment of Ozone Depletion: 1998. Global Ozone and Monitoring Project - Report N0. 44”, Światowa Organizacja Meteorologiczna, 92-807-1722-7.
- 4 Vercaemst, P. (2001). „Costing Methodology for BAT Purposes”, Techniczna Grupa Robocza IPPC aspekty ekonomiczne i skutki przenoszenia zanieczyszczeń między komponentami środowiska, 2001/IMS/R/114.
- 5 EMEP CORINAIR (1998). „Atmospheric Emission Inventory Guidebook”, Second Edition.
- 6 European Environment Agency (1999). „Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures. Technical Report No.27”.
- 7 Komisja Europejska (1999). „Ozone Position Paper (wersja ostateczna)”, Grupa Robocza Ad-Hoc ds. Dyrektywy nt. Ozonu i Strategii Rozwoju Redukcji.
- 8 Huijbregts, M.; Huppes, G.; de Koning, A.; van Oers, L. and Sangwon, S. (2001). „LCA Normalisation data for the Netherlands 1997/1998, Europa zachodnia 1995 oraz świat 1990 i 1995”, Centrum Badań nad Środowiskiem, Uniwersytet w Leiden.
- 9 Blonk TJ et al (1997). „Three references for normalisation in LCA: the Netherlands, Dutch final consumption and Western Europe”, RIZA, Lelystad, Riza Document 97.110x.
- 10 Komisja Europejska (2000). „Dyrektywa (2000/60/EC) Establishing a Framework for Community Action In The Field of Water Policy”, Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich (2000) L327/1.
- 11 Guinée, J. G., M; Heijungs, R; Huppes, G; Klein, R; de Koning, A; van Oers, L; Sleswijk, AW; Suh, S; de Haes, HAU. (2001). „LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 2a: Guide”.
- 12 Pickman, H. (1998). „The Effect of Environmental Regulation on Environmental Innovation”, Business Strategy and the Environment, Buss. Strat Env. 7, 223-233 (1998).
- 15 Guinée, J. B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G., et al. (2001). „LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 2b: Guide”.
- 18 Brytyjskie Agencje Środowiska (2002). „Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), Environmental Assessment and Appraisal of BAT”, The Environment Agency for England and Wales, The Scottish Environmental Protection Agency, The Northern Ireland Heritage Service, Version 3.1, July 2002.
- 19 Komisja Europejska (1985). „Dyrektywa (85/337/EEC) On the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment”, Dziennik Urzędowy L 175 , 05/07/1985.



- 20 Komisja Europejska (1996). „Dyrektywa (91/61/EC) concerning integrated pollution prevention and control”, Dziennik Urzędowy L257 24/09/1996.
- 22 Komisja Europejska (2001). „Dyrektywa (2001/80/EC) on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants”, Dziennik Urzędowy L 309/1 27.11.2001.
- 23 EIPPCB (2001). „Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries”, Grudzień 2001.
- 26 Breedveld, L.; Beaufort, A.; Dutton, M.; Maue, G., et al. (2002). „Cross-Media Methodology for BAT Purposes”, Techniczna Grupa Robocza IPPC aspekty ekonomiczne i skutki przenoszenia zanieczyszczeń między komponentami środowiska.
- 29 CEFIC (2001). „Comments on VITOs proposal for a costing methodology”.
- 31 Program Narodów Zjednoczonych ds. Ochrony Środowiska (1987). „The 1987 Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer”, Sekretariat Ozonu.
- 36 VDI (2000). „VDI 3800, Determination of costs for industrial environmental protection measures - Draft”, Grudzień 2000 (szkic).
- 37 UNICE (2003). „Response to the consultation on the first draft of the Reference Document on Economics and Cross-Media Effects”, komunikacja osobista.
- 38 VROM (1998). „Kosten en baten in het milieubeleid - definities en berekeningsmethodes”.
- 39 European Commission (1999). „Directive (1999/31/EC) on the landfill of waste”, Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich L182/1 (16.7.1999).
- 40 Porter, M. E. (1980). „Competitive strategy: techniques for analyzing industries and competitors.”, ISBN 0-684-84148-7.
- 42 Vercaemst, P. and De Clercq, L. (2003). „Porter's 5 forces proposal for chapter 5”, komunikacja osobista.
- 44 Komisja Europejska (1999). „Dyrektywa (1999/13/EC) on the limitation of emissions of volatile organic compounds due to the use of organic solvents in certain activities and installations”, L85/1.
- 45 Goetz, R.; Wiesert, P.; Rippen, G. and Fehrenbach, H. (2001). „Medienübergreifende Bewertung von Umweltbelastungen durch bestimmte industrielle Tätigkeiten”.
- 46 Europejskie Biuro Chemiczne (2003). „Technical Guidance Document on Risk Assessment”.
- 47 Komisja Europejska (1993). „Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993 laying down the principles for assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EEC”, Dziennik Urzędowy L 227 , 08/09/1993.
- 48 Komisja Europejska (1994). „Commission Regulation (EC) No 1488/94 of 28 June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council Regulation (EEC)

- 
- No 793/93 (Tekst mający znaczenie dla EOG)", Dziennik Urzędowy L 161 , 29/06/1994.
- 49 Komisja Europejska (1998). „Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council of 16 February 1998 concerning the placing of biocidal products on the market", Dziennik Urzędowy L 123 , 24/04/1998.
- 50 Bjerrum, J. D. (2003). „Valuing NOx and SO2 in calculating the costs of reducing CO2", komunikacja osobista.
- 51 Ahmadzai, H. (2003). „Swedish costs figures and reference.", komunikacja osobista.
- 52 Gooverts, L.; Luyckx, W.; Vercaemst, P.; De Meyer, G. and Dijkmans, R. (2002). „Beste beschikbare technieken voor stookinstallaties en stationaire motoren ('Best available techniques for combustion installations and stationary engines')".
- 53 Vercaemst, P. (2003). „Use of reference values in member states - Belgium".
- 54 Infomil (2001). „Cost effectiveness of Environmental Measures".
- 58 Ahmadzai, H. (2003). „Economics and Cross-Media Effects, Draft 1 Consultation Comments", komunikacja osobista.
- 61 Vito; Meynaerts, E.; Ochelen, S. and Vercaemst, P. (2003). „Milieukostenmodel voor Vlaanderen - Achtergronddocument ('Environmental costing model for the Flemish region - Background document')".
- 62 Federalna Agencja Środowiska Niemcy (1999). „Bewertung in Ökobilanzen", UBA-Texte 92/99.



## SŁOWNICZEK

Termin	Wyjaśnienie
<i>Dodatkowe koszty / wydatki</i>	Termin ten odnosi się do różnicy pomiędzy wszystkimi kosztami poniesionymi w związku z przypadkiem bazowym lub istniejącą sytuacją w porównaniu do kosztów poniesionych przy wdrażaniu innych rozpatrywanych wariantów.
<i>ADI</i>	Dopuszczalna Dzienna Dawka.
<i>Zalety</i>	Patrz <i>korzyści</i> .
<i>Roczny koszt kapitału</i>	Równa lub jednolita płatność dokonywana każdego roku w okresie użytkowania proponowanej techniki. Suma wszystkich płatności ma taką samą <i>wartość bieżącą</i> , jak początkowe wydatki inwestycyjne. Roczny koszt kapitału składnika aktywów odzwierciedla koszt alternatywny dla inwestora posiadającego składnik aktywów.
<i>Uniknięte koszty</i>	Wartość wszelkich oszczędności w robociznie, energii lub kosztów wejściowych materiałów w stosunku do przypadku bazowego, wynikających z eksploatacji techniki.
<i>Przypadek bazowy</i>	Istniejąca sytuacja. Projekcja przypadku bazowego jest czasem określana jako „business-as-usual (interesy jak zwykle)” lub scenariusz „bazowy”.
<i>Rok bazowy</i>	W kontekście danych uzależnionych od długości czasu przetwarzania, takich jak koszty lub emisje, rok bazowy jest rokiem wybranym do montażu surowych danych wejściowych. Rok bazowy służy jako rok, z którego wykonuje się projekcje przypadku bazowego.
<i>BAT</i>	Najlepsze Dostępne Techniki.
<i>Korzyści</i>	Używane w niniejszym dokumencie zamiennie z „zaletami”, które oznaczają pozytywny lub negatywny wpływ na środowisko, o których uważa się, że mają związek z wdrożeniem techniki lub innym środkiem środowiskowym.
<i>BREF</i>	Dokumenty referencyjne BAT.
<i>Współczynnik odzyskania kapitału</i>	Wskaźnik używany do obliczenia rocznych kosztów kapitałowych techniki ochrony środowiska. Współczynnik odzyskania kapitału może również zostać wykorzystany do ustalenia ekwiwalentnego rocznego kosztu strumienia rocznych wydatków pieniężnych (np. początkowe wydatki inwestycyjne i serie rocznych kosztów utrzymania i eksploatacji „netto”) poniesione w okresie użytkowania techniki ochrony środowiska.
<i>Przepływy pieniężne</i>	Dla danego roku, przepływy pieniężne związane z techniką ochrony środowiska lub środkiem, to różnica między pieniędzmi otrzymanymi, a pieniędzmi wypłaconymi. Po oddaniu do użytku techniki ochrony środowiska, przepływy pieniężne w danym roku będą obejmować koszty utrzymania i eksploatacji pomniejszone o dochody ze sprzedaży produktów ubocznych i związanych z tym oszczędności. Podobnie, zanim technika zostanie uruchomiona, przepływy pieniężne obejmują jedynie wydatki inwestycyjne. Przepływy pieniężne obejmują jedynie koszty, które zostają poniesione. Odpisy amortyzacyjne nie są przepływami pieniężnymi.
<i>Ceny stałe</i>	Patrz <i>ceny rzeczywiste</i> .
<i>Analiza wpływu</i>	Porównanie wyników za pomocą standardowego odniesienia, takiego jak europejskie wielkości całkowite, aby dać wgląd w relatywne znaczenie wyników.
<i>Konflikty skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska</i>	Rozwiązywanie problemów, w których istnieją konkurencyjne skutki środowiskowe lub skutki, które są trudne do porównania (na przykład redukcja NO <sub>x</sub> w odniesieniu do zużycia energii).
<i>Skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska</i>	Obliczenie oddziaływania na środowisko wody, emisji powietrza i gleby, zużycia energii, zużycia surowców, hałasu i poboru wody, itp..
<i>Ceny aktualne</i>	Patrz <i>ceny nominalne</i> .

Termin	Wyjaśnienie
<i>Deflacja</i>	Spadek ogólnego poziomu cen lub wzrost siły nabywczej pieniądza.
<i>DEM</i>	Marka niemiecka
<i>Koszty amortyzacji amortyzacyjne</i>	Dobra inwestycyjne (np. urządzenia redukujące zanieczyszczenie) są zwykle używane na przestrzeni czasu. Każdego roku część użyteczności tych aktywów wygasa, a więc część oryginalnego wydatku inwestycyjnego powinna zostać uznana za roczny koszt kapitału. Termin „amortyzacja” odnosi się do systematycznej alokacji kosztów w okresach księgowych jego użytkowania.
<i>Koszty bezpośrednie</i>	Koszty bezpośrednie odnoszą się do tych kosztów, które mogą być przede wszystkim przypisane do proponowanej techniki, tj. koszty bezpośrednie mierzą wartość dodatkowych środków wykorzystanych do zakupu, instalacji, eksploatacji oraz utrzymania technik/i.
<i>Stopa dyskontowa</i>	Stopa stosowana do dyskontowania przyszłych przepływów pieniężnych do wartości bieżącej.
<i>Zdyskontowane przepływy pieniężne</i>	Bieżąca wartość oczekiwanych przyszłych przepływów pieniężnych.
<i>Dyskontowanie</i>	Proces określania obecnej wartości przyszłych przepływów pieniężnych.
<i>DKK</i>	Korona duńska
<i>Okres eksploatacji</i>	Czas, w którym koszty krańcowe eksploatacji i utrzymania techniki ochrony środowiska, przekraczają korzyści krańcowe świadczone przez aktywa - zwykle z powodu innych czynników, takich jak zmiany technologiczne lub zmiany w sytuacji gospodarczej, mogą uczynić aktywa przestarzałymi lub nieadekwatnymi. Okres eksploatacji techniki ochrony środowiska może różnić się od jego <i>technicznego okresu</i> , okres eksploatacji jest zwykle krótszy niż okres techniczny.
<i>Ekonomia skali</i>	Większa efektywność poprzez zwiększenie produkcji wyjściowej. Na przykład, jeżeli prowadzący może obniżyć koszty produkcji, kupując hurtowo lub zwiększyć przepustowość linii produkcyjnych, itp..
<i>Wydajność</i>	Miara skuteczności techniki w osiąganiu określonego rezultatu. W niektórych przypadkach może być wyrażona, jako stosunek wejścia do wyjścia.
<i>EIPPCB</i>	Europejskie Biuro IPPC.
<i>Elastyczność ceny</i>	Opisuje zmiany popytu na artykuł, przy wzroście cen. Jeśli popyt zmniejsza się dramatycznie, gdy cena wzrasta, wtedy artykuł jest elastyczny, jeśli nie to jest nieelastyczny. Jeżeli zmiana procentowa w wymaganej ilości jest większa niż procentowa zmiana ceny to artykuł jest elastyczny cenowo. Może być wyrażona jako liczba bezwymiarowa $[(\Delta D/D)/(\Delta P/P)]$ gdzie $\Delta D$ jest zmianą popytu D i $\Delta P$ zmianą ceny P.
<i>Emisja</i>	Bezpośrednie lub pośrednie uwolnienie substancji, wibracji, ciepła lub hałasu z punktowych lub rozproszonych źródeł w instalacji, do powietrza, wody lub ziemi.
<i>Wskaźnik emisji</i>	Szacowany czynnik średniej emisji danego zanieczyszczenia, dla danego źródła, w stosunku do jednostki aktywności.
<i>Problemy środowiskowe</i>	Używane w niniejszym dokumencie w odniesieniu do wpływów lub skutków, które mogą być zestawione razem dla oceny. W metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska używane są następujące problemy: <ul style="list-style-type: none"> <li>• toksyczność dla człowieka</li> <li>• globalne ocieplenie</li> <li>• toksyczność w środowisku wodnym</li> <li>• zakwaszenie</li> <li>• eutrofizacja</li> <li>• zubożenie ozonu</li> <li>• potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu</li> <li>• zubożenie abiotyczne</li> </ul> Te problemy środowiskowe, są analogiczne do kategorii oddziaływań, o których mowa w ISO 14042.

<b>Termin</b>	<b>Wyjaśnienie</b>
<i>Ekwiwalentny koszt roczny</i>	<i>Patrz Roczny koszt kapitału.</i>
<i>EUR</i>	Euro
<i>Wydatek</i>	Rzeczywiste przepływy pieniężne. Wydatki w danym roku mogą odnosić się zarówno do inwestycji (nakłady inwestycyjne) oraz do kosztów eksploatacyjnych i zużycia.
<i>Efekt zewnętrzny</i>	Koszty gospodarcze zwykle niebrane pod uwagę na rynkach lub w decyzjach uczestników rynku. Negatywnym efektem zewnętrznym byłaby na przykład potrzeba malowania powierzchni częściej z powodu zanieczyszczenia powietrza, powodujących pogorszenie malowanej powierzchni. Zanieczyszczający nie będzie tym, który zapłaci za malowanie, jest to więc koszt zewnętrzny lub efekt zewnętrzny.
<i>Oplaty</i>	Oplaty mają być wpłacane do instytucji lub placówek publicznych (opłaty za odpady lokalne i utylizację ścieków, opłaty za pozwolenie lub nadzór instalacji ochrony środowiska).
<i>GBP</i>	Funty szterlingi.
<i>PKB</i>	Produkt Krajowy Brutto.
<i>Ogólny poziom cen</i>	Średnio-ważona cena wszystkich towarów i usług w gospodarce, relatywna do ich cen określonego dnia w przeszłości. Ogólny poziom cen wskazuje, co dzieje się z cenami statystycznie nie to, co dzieje się z cenami poszczególnych towarów. Zmiany w ogólnym poziomie cen mierzone wskaźnikiem cen konsumpcyjnych, z rokiem bazowym, do którego przypisana jest wartość 100.
<i>GJ</i>	Gigadzule (1GJ = 109 dżuli).
<i>HFO</i>	Ciężki olej opałowy.
<i>IEF</i>	Forum Wymiany Informacji (nieformalny organ konsultacyjny w ramach Dyrektywy IPPC).
<i>Koszty pośrednie</i>	Koszty pośrednie odnoszą się do tych kosztów, które związane są ze zmianami popytu na rynkach powiązanych lub sektorów gospodarki poprzez wsteczne lub przyszłe sprzężenia produkcji. Na przykład, (bezpośrednie) wydatki na technikę i ochronę środowiska mogą prowadzić do zmian popytu na określone zasoby i usługi związane w całej gospodarce. Wartość netto tych wywołanych zmian jest kosztem pośrednim inwestycji.
<i>Inflacja</i>	Wzrost ogólnego poziomu cen danego produktu, bądź usługi lub spadek siły nabywczej pieniądza.
<i>Koszty odsetek (opłaty)</i>	Opłaty za korzystanie z pieniędzy (tj. odsetki od kredytów lub inwestycji). Roczne naliczone odsetki za niezapłacony bilans kapitału to jedna z części rocznego kosztu kapitału.
<i>Stopa procentowa</i>	Stosunek odsetek naliczonych w dowolnym czasie do pierwotnego wydatku inwestycyjnego.
<i>Wydatki inwestycyjne</i>	Całości wydatków poniesionych w danym roku na zakup sprzętu do kontroli zanieczyszczenia lub zakładu od dostawcy oraz wszystkie wydatki związane z instalacją i uruchomieniem urządzeń. Obejmuje to zakup gruntów, ogólne przygotowanie terenu itd.
<i>LC50</i>	Śmiertelne stężenie 50. Najniższe stężenie substancji w wodzie lub powietrzu w miligramach na litr, wystarczające, aby spowodować śmierć u 50% badanej populacji w określonym czasie (np. 96 godzin dla ryb, 48 godzin dla dafni).
<i>LD50</i>	Śmiertelna dawka 50. Najniższa dawka substancji podawanej gatunkom takim jak myszy i szczury, wystarczająca, aby spowodować śmierć u 50% badanej populacji w określonym terminie (nie więcej niż 14 dni), wyrażona w mg badanej substancji na kilogram masy ciała.
<i>Środek</i>	Technika lub kombinacja technik.
<i>MJ</i>	Megadzule (1MJ = 1000 kJ = 10 <sup>6</sup> dżuli).
<i>MTC</i>	Maksymalna Tolerowana Koncentracja.
<i>NOAEL</i>	Poziomy poniżej, w których nie obserwuje się szkodliwych efektów.
<i>NOEC</i>	Stężenie bez obserwowanego działania.



Termin	Wyjaśnienie
<i>Ceny (aktualne) nominalne</i>	Ceny mierzone w kategoriach siły nabywczej daty, o której mowa. Ceny nominalne nie zostały skorygowane o skutki inflacji.
<i>Stopa dyskontowa/procentowa</i>	Nominalne lub aktualne stopy dyskontowe odnoszą się do ustalania stóp, gdy były one mierzone. Takie stawki nie zostały skorygowane o wpływ inflacji.
<i>Normalizacja</i>	Patrz <i>analiza wpływu</i> .
<i>Koszty eksploatacyjne i utrzymania</i>	Koszt energii, robocizny, materiałów i usług środowiskowych wymaganych do eksploatacji i utrzymania proponowanej techniki w ciągu jednego roku. Koszty eksploatacyjne i utrzymania mogą zawierać stałe roczne koszty związane z administracją, składki ubezpieczeniowe i inne koszty ogólne. Jednakże, nie obejmują one kosztów związanych z finansowaniem i amortyzacją maszyn lub urządzeń. Są one objęte przez zastosowanie czynnika odzyskania kapitału przy określaniu całkowitych kosztów rocznych lub rocznych kosztów kapitałowych. Jako, że koszty eksploatacji i utrzymania są ponoszone corocznie przez cały okres użytkowania techniki, to są one również znane, jako <i>koszty okresowe</i> .
<i>Koszt alternatywny</i>	Wartość ograniczonych zasobów w ich następnym najlepszym zastosowaniu alternatywnym. Prawdziwy koszt ekonomiczny zasobu uzyskujemy przez jego koszt alternatywny.
<i>Koszt alternatywny kapitału</i>	Oczekiwana stopa zwrotu, która jest przesądzona przez inwestowanie raczej w proponowaną technikę niż w najlepszą inwestycję alternatywną.
<i>Koszty ogólne</i>	Koszty ogólne, są to koszty, które nie mogą być bezpośrednio związane z pojedynczym obiektem lub kosztem jednostkowym. Generalnie są one uznane, jako stawki za nadgodziny lub stawki oprocentowania dla miejsc powstawania kosztów, a później w obliczeniach, są podzielone między produktami, gdzie są księgowane, jako koszty ogólne kosztów jednostki (np. koszty administracyjne, itp.).
<i>PNEC</i>	Przewidywane Stężenie Niewywołujące efektu. Stężenie, przy którym nie obserwuje się działania toksycznego.
<i>Zanieczyszczenie</i>	Pojedyncza substancja lub grupa substancji, które mogą zaszkodzić lub wpływać na środowisko.
<i>Źródło zanieczyszczenia</i>	Źródła emisji. Źródła zanieczyszczeń można podzielić na (i) punkt, lub źródła skoncentrowane, (ii) źródła rozproszone lub emisje niezorganizowane oraz (iii) źródła liniowe, w tym ruchome (transport) i źródła stacjonarne.
<i>Ceny elastyczne</i>	Patrz <i>elastyczność cen</i>
<i>Wartość bieżąca</i>	Kwota pieniędzy, dziś uważana za równoważną do wpływu lub wypływu pieniędzy, która ma mieć miejsce w przyszłości. Oznacza to zdyskontowaną wartość przyszłych przepływów pieniężnych.
<i>Siła nabywcza</i>	Zdolność pieniędzy do zakupu towarów i usług. Wraz z generalnym wzrostem poziomu cen, siła nabywcza pieniędzy spada. Tak więc w okresach inflacji, coraz większa ilość pieniędzy jest potrzebna do reprezentowania danej ilości siły nabywczej.
<i>Ceny (stałe) rzeczywiste</i>	Zmienne cen rzeczywistych lub stałych, korygują zmienne nominalne dla zmian w ogólnym poziomie cen. Są to ceny, które zostały skorygowane o inflację.
<i>Rzeczywiste stopy dyskontowe/procentowe</i>	Nominalna stopa dyskontowa / procentowa, skorygowana o inflację tak, że reprezentuje wzrost siły nabywczej. Rzeczywista stopa dyskontowa / procentowa, mierzy, o ile więcej dodatkowej konsumpcji możesz mieć w okresie 2, jeśli zrezygnujesz z części konsumpcji w okresie 1.
<i>Dochód</i>	Dochód (Roczny) wygenerowany przez np. sprzedaż odzyskanych materiałów lub energii wygenerowanej z funkcjonowania proponowanej techniki.
<i>SEK</i>	Korona szwedzka.
<i>TDI</i>	Tolerowane dzienne pobranie

<b>Termin</b>	<b>Wyjaśnienie</b>
<i>Okres eksploatacyjny</i>	Szacunkowy fizyczny okres życia techniki, tj. czas potrzebny, aby aktywa uległy dosłownemu zużyciu ze względu na „fizyczne” pogorszenie (zepsucie). Szacunkowy fizyczny okres życia techniki jest funkcją założonego systemu utrzymania. Dobra polityka napraw może wydłużyć życie aktywów.
<i>TJ</i>	Teradžule(1 TJ = 10 <sup>12</sup> dżuli).
<i>Całkowity roczny koszt</i>	Całkowity roczny koszt techniki odpowiada jednolitej płatności rocznej, niezbędnej do pokrycia zarówno rocznych kosztów utrzymania jak i eksploatacji netto, a także rocznych kosztów kapitału (w formie odzysku kapitału i kosztu kapitału).



## ZAŁĄCZNIKI

### Załącznik 1 - Potencjał toksyczności dla człowieka

Lista bezwymiarowych czynników toksyczności dla niektórych potencjalnie istotnych zanieczyszczeń powietrza

Czynniki na tej liście są przeznaczone wyłącznie do wykorzystania w ocenie jednostek ogólnego efektu toksyczności dla porównania technik na poziomie sektorowym. Nie są przewidziane do innych celów.

Zastosowanie tych czynników przy obliczaniu potencjału toksyczności dla człowieka dla techniki/ procesu zostało omówione w sekcji 2.5.1:

#### Uproszczenie i ograniczenia tabeli:

Metoda opiera się na pewnych uproszczeniach, takich jak (a) nie ma rozróżnienia dla typu efektu toksyczności (b) nie włączono analizy efektów synergicznych lub antagonistycznych oraz (c) włączone są tylko przewlekłe (długoterminowe). Czynniki mogą jedynie zapewnić szersze wskazanie toksyczności względnej.

Czynniki wydzielono z Niemieckich wartości granicznych narażenia w miejscu pracy, podzielono przez odpowiednie dane dla ołowiu. Źródło odniesienia: TRGS-900. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz "Luftgrenzwerte". Stan na kwiecień 2003 roku. Niemieckie wartości TRGS = Wartości graniczne w powietrzu w miejscach pracy (w tym MAK w oparciu o ryzyko = maksymalne stężenie w miejscu pracy oraz TRK = techniczne wytyczne wartości: wartości miejsca pracy, które można technicznie zrealizować w miejscu pracy.

	Substancja	Czynnik toksyczności dla człowieka		Substancja	Czynnik toksyczności dla człowieka
1	1,1,1- Trichloroetan	11000.00	21	Amoniak	350.00
2	1,2,4- Trichlorobenzen	38.00	22	Anilina	77.00
3	1,2- Dichlorobenzen	610.00	23	Anizydyna, o-i p-	5.10
4	1,2- Dichloroetan	200.00	24	Antymon i jego związki	5.00
5	1,4- Dichlorobenzen	3000.00	25	Arsen i jego związki	1.00
6	1,4- Dioksan	730.00	26	Benzen	32.50
7	2,2'-Oxydietanol	440.00	27	Benzo(a)piren	0.05
8	2- Aminoetanol	51.00	28	Ftalan benzylu-butylu	30.00
9	2- Butoksyetanol	980.00	29	Beryl i jego związki (jako Be)	0.02
10	2- Etoksyetanol	190.00	30	ftalan dwu-2-etyloheksylu	100.00
11	2- Octan etoksyetylowy	270.00	31	Buta-1,3-dien	110.00
12	2- Metoksyetanol	160.00	32	Butan-2-onu	6000.00
13	2- Octan metoksyetylu	250.00	33	Butan	24000.00
14	Aldehyd octowy	910.00	34	Octan butylu	960.00
15	Aceton	12000.00	35	Kadm i jego związki	0.15
16	Acetonitryl	340.00	36	Dwusiarczek węgla	300.00
17	Akryloaldehyd	2.50	37	Tlenek węgla	350.00
18	Akrylamid	0.30	38	Czterochlorek węgla	640.00
19	Kwas akrylowy				
20	Akrylonitryl	70.00			

	Substancja	Czynnik toksyczności dla człowieka
39	Chlor	15.00
40	Chlorobenzen	470.00
41	Chloroform	
42	Chlorometan	1000.00
43	Związki chromów (VI)	0.50
44	Kobalt i jego związki	1.00
45	Pyły miedzi i mgły (jako Cu)	10.00
46	Krezole, wszystkie izomery	220.00
47	Kumen	2500.00
48	Cykloheksan	7000.00
49	Cykloheksanon	800.00
50	Dichlorometan	3500.00
51	Siarczan dimetylu	1.00
52	Dimetyloamina	37.00
53	Dimetyloanilina, NN-	250.00
54	Dimetyloformamid	300.00
55	Difenyloamina	50.00
56	Etanol	9600.00
57	Octan etylu	15000.00
58	Akrylan etylu	210.00
59	Etyloamina	94.00
60	Etylobenzen	4400.00
61	Fluor (jako F)	25.00
62	Formaldehyd	6.20
63	Hydrazyna	1.30
64	Chlorowodór	80.00
65	Fluorowodór	-
66	Siarkowodór	140.00
67	Izocyjaniany (NCO)	0.00
68	Ołów	1.00
69	Mangan i jego związki	5.00
70	Rtęć i jej związki, z wyjątkiem alkili rtęci, jako Hg	0.10
71	Akrylan metylu	180.00

	Substancja	Czynnik toksyczności dla człowieka
72	Metanol	2700.00
73	Octan metylu	6100.00
74	Metakrylan metylu	2100.00
75	Metylo-tert-buty	-
76	Naftalen	500.00
77	n-heksan	1800.00
78	Nikiel i jego związki nieorganiczne	0.50
79	Nitrobenzen	50.00
80	Dwutlenek azotu	95.00
81	Tlenek azotu	300.00
82	NN-dimetyloanilina	250.00
83	Ozon	2.00
84	Fenol	190.00
85	Fosgen	0.82
86	Propan-2-ol	5000.00
87	Pirydyna	160.00
88	Wodorotlenek sodu	20.00
89	Styren	860.00
90	Dwutlenek siarki	13.00
91	Tetrachloroetylen	3450.00
92	Związki cyny, nieorganiczne, z wyjątkiem SnH <sub>4</sub>	20.00
93	Toluen	1900.00
94	Trichloroetylen	2700.00
95	Trimetylobenzeny, wszystkie izomery lub mieszaniny	1000.00
96	Wanad	5.00
97	Octan winylu	360.00
98	Chlorek winylu	50.00
99	Ksylen, o-, m-, p-lub zmieszane izomery	4400.00
100	Tlenek cynku	50.00

## Załącznik 2 – Potencjał globalnego ocieplenia

Poniższa tabela zawiera „bezpośredni potencjał globalnego ocieplenia” (w oparciu o masę) gazów związanych z dwutlenkiem węgla, których żywotność została w odpowiedni sposób scharakteryzowana.

Gaz	Wzór chemiczny	Czas trwania w atmosferze (w latach)	Potencjał Globalnego Ocieplenia (100 letni horyzont czasowy)
Dwutlenek węgla	CO <sub>2</sub>		1
Metan	CH <sub>4</sub>	12	23
Podtlenek azotu	N <sub>2</sub> O	114	296
<b>Chlorofluorowęglowodory</b>			
CFC-11	CCl <sub>3</sub> F	45	4600
CFC-12	CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	100	10600
CFC-13	CClF <sub>3</sub>	640	14000
CFC-113	CCl <sub>2</sub> FCClF <sub>2</sub>	85	6000
CFC-114	CClF <sub>2</sub> CClF <sub>2</sub>	300	9800
CFC-115	CF <sub>3</sub> CClF <sub>2</sub>	1700	7200
<b>Wodorochlorofluorowęglowodory</b>			
HCFC-21	CHCl <sub>2</sub> F	2	210
HCFC-22	CHClF <sub>2</sub>	11.9	1700
HCFC-123	CF <sub>3</sub> CHCl <sub>2</sub>	1.4	120
HCFC-124	CF <sub>3</sub> CHClF	6.1	620
HCFC-141b	CH <sub>3</sub> CCl <sub>2</sub> F	9.3	700
HCFC-142b	CH <sub>3</sub> CClF <sub>2</sub>	19	2400
HCFC-225ca	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CHCl <sub>2</sub>	2.1	180
HCFC-225cb	CClF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CHClF	6.2	620
<b>Wodorofluorowęglowodory</b>			
HFC-23	CHF <sub>3</sub>	260	12000
HFC-32	CH <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	5	550
HFC-41	CH <sub>3</sub> F	2.6	97
HFC-125	CHF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	29	3400
HFC-134	CHF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	9.6	1100
HFC-134a	CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub>	13.8	1300
HFC-143	CHF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> F	3.4	330
HFC-143a	CF <sub>3</sub> CH <sub>3</sub>	52	4300
HFC-152	CH <sub>2</sub> FCH <sub>2</sub> F	0.5	43
HFC-152a	CH <sub>3</sub> CHF <sub>2</sub>	1.4	120
HFC-161	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> F	0.3	12
HFC-227ea	CF <sub>3</sub> CHFCF <sub>3</sub>	33	3500
HFC-236cb	CH <sub>2</sub> FCF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	13.2	1300
HFC-236ea	CHF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	10	1200
HFC-236fa	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	220	9400
HFC-245ca	CH <sub>2</sub> FCF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	5.9	640
HFC-245fa	CHF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	7.2	950
HFC-365mfc	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	9.9	890
HFC-43-10mee	CF <sub>3</sub> CHFCH <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	15	1500
<b>Chlorokarbony</b>			
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>		4.8	140
CCl <sub>4</sub>		35	1800
CHCl <sub>3</sub>		0.51	30
CH <sub>3</sub> Cl		1.3	16



Gaz	Wzór chemiczny	Czas trwania w atmosferze (w latach)	Potencjał Globalnego Ocieplenia (100 letni horyzont czasowy)
CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>		0.46	10
<b>Bromokarbony</b>			
CH <sub>3</sub> Br		0.7	5
CH <sub>2</sub> Br <sub>2</sub>		0.41	1
CHBrF <sub>2</sub>		7	470
Halon-1211	CBrClF <sub>2</sub>	11	1300
Halon-1301	CBrF <sub>3</sub>	65	6900
<b>Iodokarbon</b>			
CF <sub>3</sub> I		0.005	1
<b>Grupy w pełni fluorowane</b>			
SF <sub>6</sub>		3200	22200
CF <sub>4</sub>		50000	5700
C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>		10000	11900
C <sub>3</sub> F <sub>8</sub>		2600	8600
C <sub>4</sub> F <sub>10</sub>		2600	8600
c-C <sub>4</sub> F <sub>8</sub>		3200	10000
C <sub>5</sub> F <sub>12</sub>		4100	8900
C <sub>6</sub> F <sub>14</sub>		3200	9000
<b>Etery i chlorowcowane etery</b>			
CH <sub>3</sub> OCH <sub>3</sub>		0.015	1
(CF <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CFOCH <sub>3</sub>		3.4	330
(CF <sub>3</sub> )CH <sub>2</sub> OH		0.5	57
CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH		0.4	40
(CF <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHOH		1.8	190
HFE-125	CF <sub>3</sub> OCHF <sub>2</sub>	150	14900
HFE-134	CHF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	26.2	6100
HFE-143a	CH <sub>3</sub> OCF <sub>3</sub>	4.4	750
HCFE-235da2	CF <sub>3</sub> CHClOCHF <sub>2</sub>	2.6	340
HFE-245cb2	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	4.3	580
HFE-245fa2	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	4.4	570
HFE-254cb2	CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	0.22	30
HFE-347mcc3	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	4.5	480
HFE-356pcf3	CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	3.2	430
HFE-374pc2	CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	5	540
HFE-7100	C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> OCH <sub>3</sub>	5	390
HFE-7200	C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> OC <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	0.77	55
H-Galden 1040x	CHF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> OC <sub>2</sub> F <sub>4</sub> OCHF <sub>2</sub>	6.3	1800
HG-10	CHF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	12.1	2700
HG-01	CHFOCF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CHFOCF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCHF <sub>2</sub>	6.2	1500

Załącznik 2. Tabela 1 [2, Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu, 2001]

[http://www.grida.no/climate/ipcc\\_tar/wg1/248.htm](http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/248.htm)

Poniższa tabela zawiera „bezpośredni potencjał globalnego ocieplenia” (w oparciu o masę) gazów związanych z dwutlenkiem węgla, których żywotność została określona tylko poprzez środki pośrednie, a nie przez pomiary laboratoryjne lub dla których nie ma pewności, co do procesów rozpadu. Efektywność radiatywna jest określona w odniesieniu do całego nieba.

Gaz	Wzór chemiczny	Czas trwania w atmosferze (w latach)	Potencjał Globalnego Ocieplenia (100 letni horyzont czasowy)
NF <sub>3</sub>		740	10800
SF <sub>5</sub> CF <sub>3</sub>		>1000 *	>17500
c-C <sub>3</sub> F <sub>6</sub>		>1000 *	>16800
HFE-227ea	CF <sub>3</sub> CHFOCF <sub>3</sub>	11	1500
HFE-236ea2	CF <sub>3</sub> CHFOCHF <sub>2</sub>	5.8	960
HFE-236fa	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> OCF <sub>3</sub>	3.7	470
HFE-245fa1	CHF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OCF <sub>3</sub>	2.2	280
HFE-263fb2	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	0.1	11
HFE-329mcc2	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> OCF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	6.8	890
HFE-338mcf2	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	4.3	540
HFE-347mcf2	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	2.8	360
HFE-356mec3	CF <sub>3</sub> CHFCF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	0.94	98
HFE-356pcc3	CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	0.93	110
HFE-356pcf2	CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	2	260
HFE-365mcf3	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OCH <sub>3</sub>	0.11	11
(CF <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHOCHF <sub>2</sub>		3.1	370
(CF <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CHOCH <sub>3</sub>		0.25	26
-(CF <sub>2</sub> ) <sub>4</sub> CH(OH)-		0.85	70
* Szacunkowa dolna granica na podstawie struktury perfluorowanej.			

Załącznik 2. Tabela 2 [2, Międzyrządowy Panel ds. Zmian Klimatu, 2001]

[http://www.grida.no/climate/ipcc\\_tar/wg1/249.htm#tab68](http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/249.htm#tab68)

## Załącznik 3 – Potencjał toksyczności w środowisku wodnym

Numer CAS	Substancja	PNEC <sub>TGD</sub> (mg/l)	Czynnik efektu LCA (l/mg)	Niezawodność
71-55-6	1,1,1- Trichloroetan	2.1E+00	4.8E-01	A&S/QSAR
634-66-2	1,2,3,4- Czterochlorobenzen	2.3E-02	4.3E+01	A&S/QSAR
634-90-2	1,2,3,5- Czterochlorobenzen	2.2E-02	4.5E+01	A&S/QSAR
87-61-6	1,2,3- Trichlorobenzen	6.4E-02	1.6E+01	A&S/QSAR
95-94-3	1,2,4,5- Czterochlorobenzen	2.6E-02	3.8E+01	A&S/QSAR
120-82-1	1,2,4- Trichlorobenzen	7.9E-02	1.3E+01	A&S/QSAR
95-50-1	1,2- Dichlorobenzen	2.7E-01	3.7E+00	A&S/QSAR
107-06-2	1,2- Dichloroetan	1.4E+01	7.1E-02	A&S/QSAR
108-70-3	1,3,5- Trichlorobenzen	5.7E-02	1.8E+01	A&S/QSAR
106-99-0	1,3- Butadien	7.13E-02	1.40E+01	TGD/1000
541-73-1	1,3- Dichlorobenzen	2.1E-01	4.8E+00	A&S/QSAR
106-46-7	1,4- Dichlorobenzen	2.6E-01	3.8E+00	A&S/QSAR
100-00-5	1- Chloro-4-nitrobenzen	3.2E-03	3.1E+02	TGD/100
634-83-3	2,3,4,5- Tetrachloroaniline	3.2E-04	3.1E+03	TGD/100
-	2,3,4,6- Tetrachloroaniline	Brak danych		
58-90-2	2,3,4,6- Tetrachloroaniline	1.4E-03	7.1E+02	TGD/100*
634-93-5	2,3,4- Trichloroanilina	7.3E-03	1.4E+02	TGD/100*
3481-20-7	2,3,5,6-Tetrachloroaniline	3E-04	3E+03	TGD/1000
1746-01-6	2,3,7,8-TCDD (dioksyna)	1.2E-09	8.3E+08	TGD/10
87-59-2	2,3- Dimetyloanilina	1.6E-03	6.3E+02	TGD/100
93-76-5	2,4,5-T	1.6E-01	6.3E+00	TGD/100
636-30-6	2,4,5- Trichloroanilina	1.8E-02	5.6E+01	TGD/100*
95-95-4	2,4,5- Trichlorofenol	4.8E-03	2.1E+02	TGD/50
634-93-5	2,4,6- Trichloroanilina	2.3E-03	4.3E+02	TGD/1000
88-06-2	2,4,6- Trichlorofenol	1.3E-02	7.7E+01	TGD/50
2683-43-4	2,4- Dichloro-6-nitroanilina	2.1E-03	4.8E+02	TGD/1000
554-00-7	2,4- Dichloroanilina	5.0E-02	2.0E+01	A&S/n=14
120-83-2	2,4- Dichlorofenol	5.8E-03	1.7E+02	TGD/50
95-68-1	2,4- Dimetyloanilina	2.5E-01	4.0E+00	A&S/n=6
97-02-9	2,4- Dinitroanilina	9.6E-03	1.0E+02	TGD/1000
94-75-7	2,4 D (2,4- kwas dichlorofenoksyoctowy)	9.9E-03	1.0E+02	A&S/n=19
95-82-9	2,5- Dichloroanilina	2.9E-03	3.4E+02	TGD/1000
608-31-1	2,6- Dichloroanilina	1E-03	1E+03	TGD/1000
615-65-6	2- Chloro-4-metyloanilina	3.6E-02	2.8E+01	TGD/1000
1121-87-9	2- Chloro-4-nitroanilina	2.0E-02	5.0E+01	TGD/10000
95-57-8	2- Chlorofenol	3E-03	3E+02	TGD/100
95-53-4	2- Metyloanilina	2.3E-01	4.3E+00	A&S/n=6
95-51-2	2-Monochloroanilina	6.4E-04	1.6E+03	TGD/50
88-74-4	2- Nitroanilina	1.9E-02	5.3E+01	TGD/1000
95-76-1	3,4- Dichloroanilina	8.0E-04	1.3E+03	A&S/n=29
95-64-7	3,4- Dimetyloanilina	1.6E-04	6.3E+03	TGD/100
626-43-7	3,5- Dichloroanilina	1.1E-02	9.1E+01	TGD/100*
95-74-9	3- Chloro-4-metyloanilina	8.E-03	1.E+02	TGD/50
108-44-1	3- Metyloanilina	1.E-04	1.E+04	TGD/100
108-42-9	3- Monochloroanilina	1.3E-03	7.7E+02	TGD/10
99-09-2	3- Nitroanilina	1E-02	1E+02	TGD/50
106-49-0	4- Metyloanilina	2E-03	5E+02	TGD/100*
106-47-8	4-Monochloroanilina	8.0E-04	1.3E+03	A&S/n=7
100-01-6	4- Nitroanilina	4.3E-01	2.3E+00	A&S/n=6
98-07-7	$\alpha,\alpha,\alpha$ - trichlorotoluen	2.7E-02	3.7E+01	TGD/1000
98-87-3	$\alpha,\alpha$ -Dichlorotoluen	Brak danych		
100-44-7	$\alpha$ - Chlorotoluen	1.3E-03	7.7E+02	TGD/1000

Numer CAS	Substancja	PNEC <sub>TGD</sub> (mg/l)	Czynnik efektu LCA (l/mg)	Niezawodność
959-98-8	$\alpha$ -Endosulfan	2E-05	5E+04	TGD/10
319-84-6	$\alpha$ - Sześciochlorocykloheksan ( $\alpha$ -HCH)	3.5E-03	2.9E+02	A&S/n=7
30560-19-1	Acefat	6.4E-03	1.6E+02	TGD/1000
107-02-8	Akroleina	7E-06	1E+05	TGD/1000
107-13-1	Akrylonitryl	7.6E-03	3E+02	TGD/1000
116-06-3	Aldikarb	2E-05	5E+04	TGD/50
309-00-2	Aldrin	2.9E-05	3.4E+04	A&S/n=6
-	Alkilodimetylobenzyloamonio wy	Brak danych		
7664-41-7	Amoniak	1.6E-03	6.3E+02	TGD/100
101-05-3	Anilazyna	2E-04	6E+03	TGD/50
120-12-7	Antracen	3.34E-05	2.99E+04	TGD/50
7440-36-0	Antymon	4.6E+00	2.2E+01	TGD/50
7440-38-2	Arsen	2.4E-02	4.2E+01	A&S/n=17
1332-21-4	Azbest	Brak danych		
1912-24-9	Atrazyna	2.9E-03	3.4E+02	A&S/n=23
2642-71-9	Azynofos etylowy	1.1E-05	9.1E+04	TGD/100*
86-50-0	Azynofos metylowy	1.2E-05	8.3E+04	A&S/n=12
319-85-7	$\beta$ - sześciochlorocykloheksan ( $\beta$ -HCH)	6.1E-03	1.6E+02	A&S/n=6
7440-39-3	Bar	5.8E-02	1.7E+01	TGD/50
17804-35-2	Benomyl	1.5E-04	6.7E+03	TGD/100*
25057-89-0	Bentazon	6.4E-02	1.6E+01	TGD/1000
71-43-2	Benzen	2.4E+00	4.2E-01	A&S/QSAR
56-55-3	Benzo (a) antracen	1.0E-05	1.0E+05	TGD/1000
50-32-8	Benzo (a) piren	5E-06	2E+05	TGD/1000
205-99-2	Benzo (b) fluoranten	2.2E-06	4.5E+05	TGD/1000
191-24-2	Benzo (ghi) perylen	3.0E-05	3.3E+04	A&S/QSAR
207-08-9	Benzo (k) fluoranten	3.6E-06	2.8E+05	TGD/100
7440-41-7	Beryl	1.6E-04	6.3E+03	A&S/n=7
82657-04-3	Bifentryna	1.1E-06	9.1E+05	TGD/100*
85-68-7	Butylbenzylphtalate	7.5E-03	1.3E+02	TGD/10
7440-43-9	Kadm	3.4E-04	2.9E+03	A&S/n=87
2425-06-1	Kaptafol	2.8E-05	3.6E+04	TGD/1000
133-06-2	Captan	2.2E-05	4.5E+04	TGD/50
63-25-2	Karbaryl	2.3E-04	4.3E+03	A&S/n=17
10605-21-7	Karbendazym	2E-04	5E+03	TGD/50
1563-66-2	Karbofuran	2.0E-04	5.0E+03	TGD/50
75-15-0	Dwusiarczek węgla	2.1E-03	4.8E+02	TGD/1000
75-69-4	CFK-11 (CFCL <sub>3</sub> )	Brak danych		
26523-64-8	CFK-113 (C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> CL <sub>3</sub> )	Brak danych		
1320-37-2	CFK-114 (C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> CL <sub>2</sub> )	Brak danych		
76-15-3	CFK-115 (C <sub>2</sub> F <sub>5</sub> CL)	Brak danych		
75-71-8	CFK-12 (CF <sub>2</sub> CL <sub>2</sub> )	Brak danych		
75-72-9	CFK-13 (CF <sub>3</sub> CL)	Brak danych		
57-74-9	Chlordan	1.5E-06	6.7E+05	TGD/10
470-90-6	Chlorfenwinfos	3E-03	3E+02	TGD/100
1698-60-8	Chlorydazon	7.3E-02	1.4E+01	TGD/10
108-90-7	Chlorobenzen	6.9E-01	1.4E+00	A&S/QSAR
1897-45-6	Chlorotalonil	8.8E-04	1.1E+03	TGD/100*
101-21-3	Chlorprofam	3.8E-02	2.6E+01	TGD/100*
2921-88-2	Chlorpyrifos	2.8E-06	3.6E+05	A&S/n=9
7440-47-3	Chrom	8.5E-03	1.2E+02	A&S/n=55
7440-47-3	Chrom(III)	3.4E-02	2.9E+01	A&S/n=7
7440-47-3	Chrom(VI)	8.5E-03	1.2E+02	A&S/n=55
218-01-9	Chrysene	3.4E-04	2.9E+03	A&S/QSAR
7440-48-4	Kobalt	2.6E-03	3.8E+02	A&S/n=8

Numer CAS	Substancja	PNEC <sub>TGD</sub> (mg/1)	Czynnik efektu LCA (l/mg)	Niezawodność
7440-50-8	Miedź	1.1E-03	9.1E+02	A&S/n=89
56-72-4	Kumafos	7.4E-07	1.4E+06	TGD/100*
21725-46-2	Cyanazyn	5E-05	2E+04	TGD/100
52315-07-8	Cypermetyryna	1.3E-07	7.7E+06	TGD/50
66215-27-8	Cyromazyna	4.5E-04	2.2E+03	TGD/1000
72-54-8	DDD	2.4E-05	4.2E+04	TGD/100*
72-55-9	DDE	1E-06	1E+06	TGD/100
50-29-3	DDT	5E-06	2E+05	TGD/10
52918-63-5	Deltametryna	3E-07	3E+06	TGD/100*
126-75-0	Demeton	1.4E-04	7.1E+03	TGD/100*
1014-69-3	Desmetryna	2.6E-02	3.8E+01	TGD/1000
117-81-7	Di (2-etylo) hexylphthalate	2.6E-03	3.8E+02	TGD/10
333-41-5	Diazynon	3.7E-05	2.7E+04	A&S/n=11
84-74-2	Ftalan dibutyłu	1E-02	1E+02	TGD/10
75-09-2	Dichlorometan	2.0E+01	5.0E-02	A&S/QSAR
120-36-5	Dichlorprop	4E-02	3E+01	TGD/10
62-73-7	Dichlorfos	7E-07	1E+06	TGD/100*
60-57-1	Dieldryn	2.9E-05	3.4E+04	A&S/n=6
84-66-2	Ftalan dietylu	7.3E-02	1.4E+01	TGD/50
184-75-3	Dihexylphthalate	8.4E-03	1.2E+02	TGD/10
26761-40-0	Diisodecylphthalate	2.9E-03	3.5E+02	TGD/50
27554-26-3	Diisooctylphthalate	1.2E-03	8.1E+02	TGD/50
60-51-5	Dimetoat	2.3E-02	4.3E+01	A&S/n=13
133-11-3	Dimethylphthalate	1.9E-01	5.2E+00	TGD/50
88-85-7	Dinoseb	2.5E-05	4.0E+04	TGD/10
1420-07-1	Dinoterb	3.4E-05	2.9E+04	TGD/100*
117-84-0	Diocetylphthalate	6.4E-03	1.6E+02	TGD/50
298-04-4	Disulfoton	2.3E-05	4.3E+04	TGD/100*
330-54-2	Diuron	4.3E-04	2.3E+03	A&S/n= 11
534-52-1	DNOC	2.1E-02	4.8E+01	A&S/n=16
72-20-8	Endrin	3E-06	3E+05	TGD/10
106-89-8	Epichlorohydryna	1.06E-02	9.43E+01	TGD/1000
-	Epoksykonazol	Brak danych		
66230-04-4	Esfenwalerat	2.7E-07	3.7E+06	TGD/1000
13194-48-4	Etoprofos	6.3E-05	1.6E+04	TGD/100*
100-41-4	Etylobenzen	3.7E-01	2.7E+00	A&S/QSAR
74-85-1	Etylen	8.5E+00	1.2E+01	A&S/QSAR
96-45-7	ETU (ethyleanthioureum)	2.6E-01	3.8E+00	TGD/100*
122-14-5	Fenitrotion	8.7E-06	1.1E+05	TGD/10
13684-63-4	Fenmedifam	1.65E-02	6.06E+01	TGD/1000
55-38-9	Fention	3.1E-06	3.2E+05	A&S/n=4
206-44-0	Fluoranten	2.4E-04	4.2E+03	TGD/50
133-07-3	Folpet	1.2E-04	8.3E+03	TGD/100*
50-00-0	Formaldehyd	2.1E-03	4.8E+02	TGD/1000
13171-21-6	Fosfamidon	5E-03	2E+02	TGD/1000
58-89-9	γ- heksachlorocykloheksan (γ-HCH, lindan)	1.0E-03	1.0E+03	A&S/n=14
1071-83-6	Glifosat	1.6E-03	6.3E+02	TGD/1000
76-44-8	Heptachlor	8.6E-06	1.2E+05	TGD/100
1024-57-3	Heptachlor-epoksydowy	4E-08	3E+07	TGD/1000
23560-59-0	Heptenophos	2E-05	5E+04	TGD/100*
87-68-3	Hexachloro-1,3-butadien	5E-06	2E+05	TGD/100
118-74-1	Heksachlorobenzen	2.4E-03	4.2E+02	A&S/QSAR
193-39-5	Indeno (1,2,3, cd) piren	1.8E-05	5.6E+04	TGD/100
7439-97-6	Rtęć nieorganiczna	2.3E-04	4.3E+03	A&S/n=38
36734-19-7	Iprodion	2.3E-03	4.3E+02	TGD/1000

Numer CAS	Substancja	PNEC <sub>TGD</sub> (mg/l)	Czynnik efektu LCA (l/mg)	Niezawodność
98-82-8	Izopropylobenzen	6E-04	2E+03	TGD/1000
34123-59-6	Isoproturon	3.2E-04	3.1E+03	TGD/10
7439-92-1	Ołów	1.1E-02	9.1E+01	A&S/n =42
330-55-2	Linuron	2.5E-04	4.0E+03	TGD/10
108-38-3	M-ksylen	3.3E-01	3.0E+00	A&S/QSAR
121-75-5	Malation	1.3E-05	7.7E+04	A&S/n=15
8018-01-7	Mankozeb	4.0E-04	2.5E+03	TGD/1000
12427-38-2	Maneb	1.8E-04	5.6E+03	TGD/100
94-74-6	MCPA (monochlorophenoxy kwasu octowego)	4.2E-02	2.4E+01	TGD/50
7085-19-0	Mekoprop (MCPP)	3.9E-03	2.6E+02	TGD/100*
7430-97-6	Rtęć	2.4E-04	4.2E+03	A&S/n=38
41394-05-2	Metamitron	1.00E-01	1.00E+01	TGD/1000
67129-08-2	Metazachlor	3.4E-02	2.9E+01	TGD/10
18691-97-9	Metabenzotiazuron	8.4E-03	1.2E+02	TGD/1000
137-42-8	Metham sodu	3.5E-05	2.9E+04	TGD/1000
74-82-8	Metan	Brak danych		
16752-77-5	Metomyl	8E-05	1E+04	TGD/100*
-	Metylo-rtęć	1 E-05	1E+05	A&S/n = 11
74-83-9	Bromometan	1.1E-02	9.1E+01	TGD/1000
3060-89-7	Metobromuron	3.6E-02	2.8E+01	TGD/1000
51218-45-2	Metolachlor	2E-04	5E+03	TGD/10
26718-65-0	Mevinfos	1.6E-06	6.3E+05	TGD/100*
8012-95-1	Oleje mineralne	Brak danych		
7439-98-7	Molibden	2.9E-02	3.4E+01	TGD/1000
121-72-2	N,N,3-trichloroanilina	5.0E-02	2.0E+01	TGD/1000
121-69-7	N,N- dimetyloanilina	1.8E-04	5.6E+03	TGD/1000
100-61-8	N- metyloanilina	7.6E-05	1.3E+04	TGD/1000
91-20-3	Naftalen	4.2E-04	2.4E+03	TGD/50
7440-02-0	Nikiel	1.8E-03	5.6E+02	A&S/n=15
139-13-9	NTA	1.14E-01	8.77E+00	TGD/1000
95-49-8	O-chlorotoluene	3.0E-01	3.3E+00	A&S/QSAR
95-47-6	O- ksylen	4.0E-01	2.5E+00	A&S/QSAR
23135-22-0	Oxamyl	1.8E-03	5.6E+02	TGD/100*
301-12-2	Oksydemeton metylowy	3.5E-05	2.9E+04	TGD/1000
106-43-4	P-chlorotoluene	3.3E-01	3.0E+00	A&S/QSAR
106-42-3	P-ksylen	3.3E-01	3.0E+00	A&S/QSAR
56-38-2	Paration-etyl	1.9E-06	5.3E+05	A&S/n=10
298-00-0	Paration-metyl	1.1E-05	9.1E+04	TGD/10
37680-73-2	PCB-101	Brak danych		
-	PCB-118	3.8E-03	2.6E+02	A&S/QSAR
26601-64-9	PCB-138	Brak danych		
35065-27-1	PCB-153	2.7E-02	3.7E+01	A&S/QSAR
-	PCB-180	Brak danych		
7012-37-5	PCB-28	Brak danych		
35693-99-3	PCB-52	Brak danych		
527-20-8	Pentachloroaniline	1E-04	1E+04	TGD/100
608-93-5	Pentachlorobenzen	7.5E-03	1.3E+02	A&S/QSAR
82-68-8	Pentachloronitrobenzen	2.9E-04	3.4E+03	TGD/1000
87-86-5	Pentachlorofenol (PCP)	3.5E-03	2.9E+02	A&S/n=23
52645-53-1	Permetryna	3E-07	3E+06	TGD/10
85-01-8	Fenantren	3.2E-03	3.1E+02	TGD/10
108-95-2	Fenol	9E-04	1E+03	TGD/10
7723-14-0	Fosforan (jako P)	PNEC <sub>TGD</sub> nie wydzielone <sup>14</sup>		

<sup>14</sup> Mimo, że niektórych danych toksykologicznych nie znaleziono, żadne PNEC<sub>TGD</sub> nie zostały wydzielone dla fosforanu, ponieważ prowadzi to do rezultatów, które nie są logiczne (byłby wydzielony niezwykle wysoki czynnik efektu). W

Numer CAS	Substancja	PNEC <sub>TGD</sub> (mg/l)	Czynnik efektu LCA (l/mg)	Niezawodność
14816-18-3	Foksym	8.2E-05	1.2E+04	TGD/1000
85-44-9	Bezwodnik ftalowy	7.8E-03	1.3E+02	TGD/1000
23103-98-2	Pirykaryb	9E-05	1E+04	TGD/10
1918-16-7	Propachlor	1.3E-03	7.7E+02	TGD/10
114-26-1	Propoksur	1E-05	1E+05	TGD/100*
75-56-9	Tlenku propylenu	1.70E-01	5.88E+00	TGD/1000
13457-18-6	Pirazofos	4E-05	3E+04	TGD/100*
7782-49-2	Selen	5.3E-03	1.9E+02	A&S/n=31
122-34-9	Simazin	1.4E-04	7.1E+03	TGD/1000
100-42-5	Styren	5.7E-01	1.8E+00	A&S/QSAR
56-35-9	TBTO (słona woda)	1 E-06	1E+6	A&S/n = 15
56-35-9	TBTO (słodkowodne)	1.4E-05	7.1E+4	A&S/n=9
886-50-0	Terbutryn	3E-03	3E+02	TGD/1000
1461-25-2	Tetrabutyltin (słona woda)	1.7E-05	5.8E+05	TGD/1000
1461-25-2	Tetrabutyltin (słodkowodne)	1.6E-03	6.5E+02	TGD/1000
127-18-4	Czterochloroetylen (perchloroetylen)	3.3E-01	3.0E+00	A&S/QSAR
56-23-5	Czterochlorometan	1.1E+00	9.1 E-01	A&S/QSAR
7440-28-0	Tal	1.6E-03	6.3E+02	TGD/100*
137-26-8	Tiuram	3.2E-05	3.1E+05	TGD/10
7440-31-5	Cyna	1.8E-02	5.6E+01	TGD/10
57018-04-9	Tolchlofos metylowy	7.9E-04	1.3E+03	TGD/1000
108-88-3	Toluen	7.3E-01	1.4E+00	A&S/QSAR
2303-17-5	Tri-allate	8E-05	1E+04	TGD/1000
24017-47-8	Triazofos	3.2E-05	3.1E+04	TGD/10
56-36-0	Tributylocyna etylu (słona woda)	1E-06	1E+6	A&S/n = 15
56-36-0	Tributylocyna etylu (słodkowodne)	1.4E-05	7.1E+4	A&S/n=9
1461-22-9	Tributylocyna chlorek (słona woda)	1E-06	1E+6	A&S/n=15
1461-22-9	Tributylocyna chlorek (słodkowodne)	1.4E-05	7.1E+4	A&S/n=9
52-68-6	Trichlorfon	1.E-06	1E+06	TGD/100*
79-01-6	Trichloroetylen	2.4E+00	4.2E-01	A&S/QSAR
67-66-3	Trichlorometan (chloroform)	5.9E+00	1.7E-01	A&S/QSAR
1582-09-8	Trifluralina	2.6E-05	3.8E+04	TGD/50
900-95-8	Trifenylocyna-etylu (słona woda)	5E-06	2E+05	TGD/100
900-95-8	Trifenylocyna-etylu (słona + słodka)	5E-06	2E+05	TGD/10
639-58-7	Trifenylocyna chlorek (słona woda)	5E-06	2E+05	TG 100
639-58-7	Trifenylocyna chlorek (słona + słodka)	5E-06	2E+05	TGD/10
379-52-2	Trifenylocyna winylidenu (słona woda)	5E-06	2E+05	TGD/100
379-52-2	Trifenylocyna winylidenu (słona + słodka)	5E-06	2E+05	TGD/10
76-87-9	Trifenylocyna wodorotlenku (słona woda)	5E-06	2E+05	TGD/100

konsekwencji fosforan nie przyczynia się do problemu środowiskowego toksyczności w środowisku wodnym, ale jest nadal obecny w problemie eutrofizacji.



Numer CAS	Substancja	PNEC <sub>TGD</sub> (mg/l)	Czynnik efektu LCA (l/mg)	Niezawodność
76-87-9	Trifenylocyna wodorotlenku (słona + słodka)	5E-06	2E+05	TGD/10
7440-62-2	Wanad	8.2E-04	1.2E+03	TGD/50
75-01-4	Chlorek winylu	8.2E+00	1.2&01	A&S/QSAR
7440-66-6	Cynk	6.6E-03	1.5E+02	A&S/n=49
2122-67-7	Zineb	2.0E-04	5.0E+03	TGD/50
<b>TGD = Dokumenty zawierające wytyczne techniczne, liczba odnosi się do wykorzystywanych czynników oceny (patrz poniżej)</b> <b>A&amp;S = Metoda Aldenberg &amp; Slob</b> <b>QSAR = Struktura ilościowa zależności aktywności</b>				

### Załącznik 3. Tabela 1 [21, Balk, et al., 1999]

Należy pamiętać, że wartości przedstawione w powyższej tabeli zostały wydzielone przy użyciu różnych metodologii i to utrudnia dokonywanie porównań pomiędzy skutkami różnych zanieczyszczeń (krótkie podsumowanie metody wydzielenia jest podane na następnej stronie). W czasie pisania tego dokumentu, wartości QSAR wydzielano dla różnych nowych i istniejących substancji. Informacje na temat wartości, które staną się dostępne w przyszłości powinny być dostępne na stronach internetowych podanych poniżej.

<http://ecb.jrc.it/new-chemicals/>

<http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

### Ustalenie skutków toksyczności w środowisku wodnym

Poniższy rozdział jest streszczeniem metod stosowanych w celu określenia wartości toksyczności w środowisku wodnym w powyższej tabeli. Zarówno tabela jak i ten tekst są zaczerpnięte z „Czynników efektu dla środowiska wodnego w ramach LCA” [21, Balk, et al., 1999].

### Dokumenty zawierające wytyczne techniczne (TGD)

TGD są dokumentami zawierającymi wytyczne, które wspierają legislację oceny ryzyka dla nowych substancji (WE, 1993) i istniejących substancji (WE, 1994) w ramach Wspólnoty Europejskiej. Metoda TGD jest zaprojektowana w celu ochrony środowiska wodnego. Metoda TGD obejmuje zarówno stosowanie czynników oceny, jak i stosowanie metody statystycznej ekstrapolacji w przypadku braku dostępności wystarczających niezawodnych danych. W tej sekcji, omówione są czynniki oceny TGD.

Zastosowanie czynników oceny przedstawione w TGD jest dość skomplikowane. Wykonywanie wydzielenia PNEC w ramach LCA za pomocą czynników oceny powinno, zatem być przeprowadzane przez naukowca, który ma doświadczenie w ocenie ryzyka. Wyciąg z metody TGD z użyciem czynników oceny przedstawiono poniżej. Dla pełnej wersji oceny ryzyka wodnego, stworzono odniesienie do TGD (WE, 1993).

Informacja dostępna	Czynnik oceny
Przynajmniej jeden krótkookresowy L(E)C <sub>50</sub> z każdego z trzech poziomów troficznych podstawowego zestawu (ryb, rozwielitek i glonów)	1000 (a)
Jedno długookresowe NOEC (zarówno ryb jak i rozwielitek)	100 (b)
Dwa długoterminowe NOEC z gatunków reprezentujących dwa poziomy troficzne (ryby i / lub rozwielitki i / lub glony)	50 (c)
Długoterminowe NOEC dla co najmniej trzech gatunków	10 (d)

(zwykle ryb, rozwielitek i glonów) reprezentujących trzy poziomy troficzne	
Dane terenowe lub model ekosystemów	Recenzowane na zasadzie indywidualnego przypadku (e)
<p>Uwagi:</p> <p>(a) czynnik oceny 1000 będzie stosowany dla najniższego L(E)C<sub>50</sub> dostępnego w zbiorze danych (ryby, glony i rozwielitki), niezależnie od tego, czy badane gatunki są standardowymi organizmami.</p> <p>(b) Czynnik oceny 100 ma zastosowanie do jednego długoterminowego NOEC (ryby lub rozwielitki) (stężenie bez zaobserwowanego efektu), jeśli NOEC został wygenerowany dla poziomu troficznego wykazującego najniższy L(E)C<sub>50</sub> w testach krótkoterminowych. Czynnik oceny 100 ma zastosowanie także do najniższego z dwóch długoterminowych NOEC obejmujących dwa poziomy troficzne, gdy takie NOEC nie zostały wygenerowane z tego, który wskazuje najniższy L(E)C<sub>50</sub> testów krótkoterminowych.</p> <p>(c) Czynnik oceny 50 stosuje się do najniższego z dwóch NOEC obejmujących dwa poziomy troficzne, gdy takie NOEC zostały wygenerowane obejmując ten poziom wskazujący najniższy L(E)C<sub>50</sub> w testach krótkoterminowych. Dotyczy to także najniższego z trzech NOEC obejmujących trzy poziomy troficzne, gdy takie NOEC nie zostały wygenerowane z tego poziomu wskazującego najniższy L(E)C<sub>50</sub> w testach krótkoterminowych.</p> <p>(d) Czynnik oceny 10 będzie zazwyczaj stosowany, gdy długoterminowe NOEC toksyczności w środowisku wodnym są dostępne z co najmniej trzech gatunków z trzech poziomów troficznych (np. ryby, rozwielitki i glony lub organizmy niestandardowe zamiast standardowego organizmu).</p> <p>(e) Czynnik ekstrapolacji może być obniżony, gdy są dostępne dane terenowe lub dobrej jakości badania modelu ekosystemu.</p>	

**Załącznik 3, Tabela 2: Czynniki oceny do wydzielenia PNEC zgodnie z TGD**

## Załącznik 4 - Potencjał zakwaszenia

Substancja	Numer CAS	Potencjał zakwaszenia w kg ekwiwalentu SO <sub>2</sub>
Amoniak	7664-41-7	1.6
Tlenki azotu (jako NO <sub>2</sub> )	10102-44-0	0.5

**Załącznik 4. Tabela 1**  
[15, Guinée, 2001].

Powyższe dane są wydzielone dla Szwajcarii. [15, Guinée, 2001].

Przy podliczaniu potencjału zakwaszenia, SO<sub>2</sub> jest dodane z ekwiwalentem 1.

## Załącznik 5 - Potencjał eutrofizacji

Czynniki potencjału eutrofizacji generycznej dla scharakteryzowania uwolnień eutrofizacji do powietrza, wody i gleby.

Substancja	Numer CAS	Potencjał eutrofizacji (w kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ekw./kg)
Amoniak	7664-41-7	0.35
Amon	14798-03-9	0.33
Azotan	14797-55-8	0.1
Kwas azotowy	7697-07-2	0.1
Azot	7727-07-9	0.42
Dwutlenek azotu	10102-44-0	0.13
Tlenek azotu	10102-43-9	0.2
Tlenki azotu	10102-44-0	0.13
Fosforan	7664-38-2	1
Kwas fosforowy (H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )	7664-38-2	0.97
Fosfor (P)	7723-14-0	3.06
Fosfor (V) tlenek (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	1314-56-3	1.34

### Załącznik 5. Tabela 1

[15, Guinée, 2001] na podstawie Heijungs et al., 1992 z pewnymi modyfikacjami

## Załącznik 6 - Potencjał zubożenia ozonu

Poniższe tabele prezentują potencjał zubożenia ozonu i pochodzą z Protokołu Montrealskiego [31, Program Narodów Zjednoczonych ds. Ochrony Środowiska, 1987].

### Z załącznika A: Substancje kontrolowane

Grupa	Substancja	Potencjał zubożenia ozonu*
<i>Grupa I</i>		
CFCl <sub>3</sub>	(CFC-11)	1.0
CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	(CFC-12)	1.0
C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	(CFC-113)	0.8
C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	(CFC-114)	1.0
C <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Cl	(CFC-115)	0.6
<i>Grupa II</i>		
CF <sub>2</sub> BrCl	(halon-1211)	3.0
CF <sub>3</sub> Br	(halon-1301)	10.0
C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Br <sub>2</sub>	(halon-2402)	6.0
* Zaprezentowane potencjały zubożenia ozonu są szacunkami opartymi na istniejącej wiedzy i będą poddawane okresowej ocenie i zmianom.		

Załącznik 6. Tabela 1.

### Z załącznika B: Substancje kontrolowane

Grupa	Substancja	Potencjał zubożenia ozonu
<i>Grupa I</i>		
CF <sub>3</sub> Cl	(CFC-13)	1.0
C <sub>2</sub> FCl <sub>5</sub>	(CFC-111)	1.0
C <sub>2</sub> F <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>	(CFC-112)	1.0
C <sub>3</sub> FCl <sub>7</sub>	(CFC-211)	1.0
C <sub>3</sub> F <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub>	(CFC-212)	1.0
C <sub>3</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>5</sub>	(CFC-213)	1.0
C <sub>3</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>4</sub>	(CFC-214)	1.0
C <sub>3</sub> F <sub>5</sub> Cl <sub>3</sub>	(CFC-215)	1.0
C <sub>3</sub> F <sub>6</sub> Cl <sub>2</sub>	(CFC-216)	1.0
C <sub>3</sub> F <sub>7</sub> Cl	(CFC-217)	1.0
<i>Grupa II</i>		
CCl <sub>4</sub>	czterochlorek węgla	1.1
<i>Grupa III</i>		
C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub> *	1,1,1- trichloroetan * (metylochloroform)	0.1
* Ten wzór nie odnosi się do 1,1,2-trichloroetanu.		

Załącznik 6. Tabela 2.

## Z załącznika C: Substancje kontrolowane

Grupa	Substancja	Liczba izomerów	Potencjał zubożenia ozonu*	
<i>Grupa I</i>				
	CHFC <sub>2</sub>	(HCFC-21)**	1	0.04
	CHF <sub>2</sub> Cl	(HCFC-22)**	1	0.055
	CH <sub>2</sub> FCl	(HCFC-31)	1	0.02
	C <sub>2</sub> HFCl <sub>4</sub>	(HCFC-121)	2	0.01 - 0.04
	C <sub>2</sub> HF <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub>	(HCFC-122)	3	0.02 - 0.08
	C <sub>2</sub> HF <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub>	(HCFC-123)	3	0.02 - 0.06
	CHCl <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	(HCFC-123)**	-	0.02
	C <sub>2</sub> HF <sub>4</sub> Cl	(HCFC-124)	2	0.02 - 0.04
	CHFClCF <sub>3</sub>	(HCFC-124)**	-	0.022
	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> FCl <sub>3</sub>	(HCFC-131)	3	0.007 - 0.05
	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	(HCFC-132)	4	0.008 - 0.05
	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl	(HCFC-133)	3	0.02 - 0.06
	C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> FCl <sub>2</sub>	(HCFC-141)	3	0.005 - 0.07
	CH <sub>3</sub> CFCl <sub>2</sub>	(HCFC-141b)**	-	0.11
	C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> F <sub>2</sub> Cl	(HCFC-142)	3	0.008 - 0.07
	CH <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> Cl	(HCFC-142b)**	-	0.065
	C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> FCl	(HCFC-151)	2	0.003 - 0.005
	C <sub>3</sub> HFCl <sub>6</sub>	(HCFC-221)	5	0.015 - 0.07
	C <sub>3</sub> HF <sub>2</sub> Cl <sub>5</sub>	(HCFC-222)	9	0.01 - 0.09
	C <sub>3</sub> HF <sub>3</sub> Cl <sub>4</sub>	(HCFC-223)	12	0.01 - 0.08
	C <sub>3</sub> HF <sub>4</sub> Cl <sub>3</sub>	(HCFC-224)	12	0.01 - 0.09
	C <sub>3</sub> HF <sub>5</sub> Cl <sub>2</sub>	(HCFC-225)	9	0.02 - 0.07
	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CHCl <sub>2</sub>	(HCFC-225ca)**	-	0.025
	CF <sub>2</sub> ClCF <sub>2</sub> CHClF	(HCFC-225cb)**	-	0.033
	C <sub>3</sub> HF <sub>6</sub> Cl	(HCFC-226)	5	0.02 - 0.10
	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> FCl <sub>5</sub>	(HCFC-231)	9	0.05 - 0.09
	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>	(HCFC-232)	16	0.008 - 0.10
	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	(HCFC-233)	18	0.007 - 0.23
	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	(HCFC-234)	16	0.01 - 0.28
	C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Cl	(HCFC-235)	9	0.03 - 0.52
	C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> FCl <sub>4</sub>	(HCFC-241)	12	0.004 - 0.09
	C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub>	(HCFC-242)	18	0.005 - 0.13
	C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub>	(HCFC-243)	18	0.007 - 0.12
	C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>4</sub> Cl	(HCFC-244)	12	0.009 - 0.14
	C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> FCl <sub>3</sub>	(HCFC-251)	12	0.001 - 0.01
	C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> F <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	(HCFC-252)	16	0.005 - 0.04
	C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> F <sub>3</sub> Cl	(HCFC-253)	12	0.003 - 0.03
	C <sub>3</sub> H <sub>5</sub> FCl <sub>2</sub>	(HCFC-261)	9	0.002 - 0.02
	C <sub>3</sub> H <sub>5</sub> F <sub>2</sub> Cl	(HCFC-262)	9	0.002 - 0.02
	C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> FCl	(HCFC-271)	5	0.001 - 0.03
<i>Grupa II</i>				
	CHFB <sub>2</sub>		1	1.00
	CHF <sub>2</sub> Br	(HBFC-22B1)	1	0.74
	CH <sub>2</sub> FBr		1	0.73
	C <sub>2</sub> HFBr <sub>4</sub>		2	0.3 - 0.8
	C <sub>2</sub> HF <sub>2</sub> Br <sub>3</sub>		3	0.5 - 1.8
	C <sub>2</sub> HF <sub>3</sub> Br <sub>2</sub>		3	0.4 - 1.6
	C <sub>2</sub> HF <sub>4</sub> Br		2	0.7 - 1.2
	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> FBr <sub>3</sub>		3	0.1 - 1.1
	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>2</sub>		4	0.2 - 1.5
	C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Br		3	0.7 - 1.6
	C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> FBr <sub>2</sub>		3	0.1 - 1.7
	C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> F <sub>2</sub> Br		3	0.2 - 1.1

Grupa	Substancja	Liczba izomerów	Potencjał zubożenia ozonu*
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> FBr		2	0.07 - 0.1
C <sub>3</sub> HFBr <sub>6</sub>		5	0.3 - 1.5
C <sub>3</sub> HF <sub>2</sub> Br <sub>5</sub>		9	0.2 - 1.9
C <sub>3</sub> HF <sub>3</sub> Br <sub>4</sub>		12	0.3 - 1.8
C <sub>3</sub> HF <sub>4</sub> Br <sub>3</sub>		12	0.5 - 2.2
C <sub>3</sub> HF <sub>5</sub> Br <sub>2</sub>		9	0.9 - 2.0
C <sub>3</sub> HF <sub>6</sub> Br		5	0.7 - 3.3
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> FBr <sub>5</sub>		9	0.1 - 1.9
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>4</sub>		16	0.2 - 2.1
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Br <sub>3</sub>		18	0.2 - 5.6
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Br <sub>2</sub>		16	0.3 - 7.5
C <sub>3</sub> H <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Br		8	0.9 - 1.4
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> FBr <sub>4</sub>		12	0.08 - 1.9
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>3</sub>		18	0.1 - 3.1
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>3</sub> Br <sub>2</sub>		18	0.1 - 2.5
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> F <sub>4</sub> Br		12	0.3 - 4.4
C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> FBr <sub>3</sub>		12	0.03 - 0.3
C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> F <sub>2</sub> Br <sub>2</sub>		16	0.1 - 1.0
C <sub>3</sub> H <sub>4</sub> F <sub>3</sub> Br		12	0.07 - 0.8
C <sub>3</sub> H <sub>5</sub> FBr <sub>2</sub>		9	0.04 - 0.4
C <sub>3</sub> H <sub>5</sub> F <sub>2</sub> Br		9	0.07 - 0.8
C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> FBr		5	0.02 - 0.7
<i>Grupa III</i>			
CH <sub>2</sub> BrCl	Bromochlorometan ***	1	0.12
* Tam, gdzie zakres ODP jest wskazany do celów protokołu, powinna być wykorzystywana najwyższa wartość w tym zakresie. ODP wymienione jako jedna wartość, zostały ustalone z obliczeń na podstawie pomiarów laboratoryjnych. Wartości podane jako zakres, oparte są na szacunkach i są mniej pewne. Zakres odnosi się do grupy izomerów. Górna wartość jest oszacowaniem ODP izomeru z najwyższą ODP, a niższa wartość jest oszacowaniem ODP izomeru o najmniejszej ODP.			
** Identyfikuje najbardziej opłacalne komercyjnie substancje z wartościami ODP wymienionymi względem nich do wykorzystania dla celów Protokołu.			
*** Zmiany Zmiany Pekieńskiej.			

**Załącznik 6. Tabela 3.****Z załącznika E: Substancja kontrolowana**

Grupa	Substancja	Potencjał zubożenia ozonu
<i>Grupa I</i>		
CH <sub>3</sub> Br	Bromek metylu	0.6

**Załącznik 6. Tabela 4**

(Dla wszystkich tabel zubożenia warstwy ozonowej): [31, Program Narodów Zjednoczonych ds. Ochrony Środowiska, 1987]

<http://www.unep.org/ozone/pdf/Montreal-Protocol2000.pdf>

<http://www.unep.org/ozone/Beijing-Amendment.shtml>

<http://www.unep.org/ozone/mont t.shtml#annex a>



## Załącznik 7 - Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu

Węglowodór	Fotochemiczny potencjał tworzenia ozonu
<b>Alkany</b>	
Metan	0.006
Etan	0.123
Propan	0.176
n-butan	0.352
i-butan	0.307
n-pentan	0.395
i-pentan	0.405
Neopentan	0.173
n-heksan	0.482
2-metylopentan	0.42
3-metylopentan	0.479
2,2-dimetylobutan	0.241
2,3-dimetylobutan	0.541
n-heptan	0.494
2-methylhexane	0.411
3-methylhexane	0.364
n-oktan	0.453
n-nonane	0.414
2-methyloctane*	0.7061
n- dekan	0.384
2-methylnonane*	0.6571
n- undekan	0.384
n- dodekan	0.357
Cykloheksan	0.29
Cykloheksanon	0.299
Cykloheksanol **	0.5182
<b>Alkeny</b>	
Etylen	1
Propylen	1.123
but -1- ene	1.079
cis -but -2 – ene	1.146
trans - but - 2 - en	1.132
Metylopropen	0.627
cis - pent - 2 – en	1.121
trans - pent - 2 - en	1.117
pent - 1 – ene	0.977
2- metylobut-1-en	0.771
3- metylobut -1-en	0.671
2- metylobut-2-en	0.842
hex - 1 - en	0.874
cis - hex -2 - en	1.069
trans - hex -2 - en	1.073
Styren	0.142
1, 3 - butadien	0.851
Izopren	1.092
<b>Alkiny</b>	
Acetylen	0.085
<b>Węglowodory aromatyczne</b>	
Benzen	0.218
Toluen	0.637

Węglowodór		Fotochemiczny potencjał tworzenia ozonu
o-ksylen		1.053
m-ksylen		1.108
p-ksylen		1.01
Etylobenzen		0.73
n-propylobenzen		0.636
i-propylobenzen		0.5
1,2,3-trimetylobenzen		1.267
1,2,4-trimetylobenzen		1.278
1,3,5-trimetylobenzen		1.381
o-etylotoluen		0.898
m-etylotoluen		1.019
p-etylotoluen		0.906
3,5-dimethylethylbenzene		1.32
3,5-diethyltoluene		1.295
<b>Aldehydy</b>		
Formaldehyd		0.519
Aldehyd octowy		0.641
Aldehyd propionowy.		0.798
Aldehyd masłowy		0.795
i-aldehyd masłowy		0.514
Pentanaldehyde		0.765
Aldehyd benzoesowy		-0.092
<b>Ketony</b>		
Aceton		0.094
Keton metyloetylowy		0.373
Metylo-i-butylketon		0.49
Keton metyloowo-propylowy		0.548
Keton dietylowy		0.414
Methyl - i – propylketone		0.364
Hexan -2- one		0.572
Hexan -3- one		0.599
Methyl -t- butylketone		0.323
<b>Alkohole</b>		
Metanol**		0.1402
Etanol**		0.3992
1-propanol**		0.5612
2-propanol**		0.1882
1-butanol**		0.6202
2-butanol**		0.4472
2-metyl-1-propanol**		0.3602
2-metyl-2-propanol**		0.1062
3-pentanol**		0.5952
2-metyl-1-butanol**		0.4892
3-metyl-1-butanol**		0.4332
2-metyl-2-butanol**		0.2282
3-metyl-2-butanol**		0.4062
Alkohol dwuacetonowy		0.262
4-hydroksy-4-metylo-2-pentanon **		0.3072
<b>Diole</b>		
Etan-1 ,2-diol **		0.3732
Propan-1,2-diol**		0.4572
<b>Etery</b>		
Eter dimetylowy **		0.1892

Węglowodór	Fotochemiczny potencjał tworzenia ozonu
Eter dietylowy **	0.4452
Eter metylo-t-butyłowy **	0.1752
Di-i-propyl ether**	0.3982
Ethyl-t-butyl eter**	0.2422
<b>Etery glikolowe</b>	
Etanol, 2-metoksy **	0.3072
2- etanol etoksy **	0.3862
1-metoksy-2-propanol	0.3552
2-butoksy etanolu **	0.4832
1-butoksy-2-propanol **	0.4632
<b>Estry</b>	
Mrówczan metylu **	0.0272
Octanu metylu **	0.0592
Octan etylu **	0.2092
Octan n-propylu **	0.2822
i- octan propylu **	0.2112
n- octan butylu **	0.2692
s- octan butylu **	0.2752
t- octan butylu **	0.0532
<b>Kwasy organiczne</b>	
Kwasy mrówkowe	0.032
Kwas octowy	0.097
Kwas propionowy	0.15
<b>Nowe oksygenty</b>	
Dimetoks metanu **	0.1642
Węglan dimetylu **	0.0252
<b>Halowęglowodory</b>	
Chlorometan	0.005
Chlorek metylenu	0.068
Chloroform	0.017
Metylochloform	0.009
Tetrachloroetylen	0.029
Trichloroetylen	0.325
Chlorek winylu *	0.2721
1,1- dichloroetan *	0.2321
Cis – dichloroetylen	0.447
Trans – dichloroetylen	0.392
<b>Inne zanieczyszczenia</b>	
Tlenek azotu	*** -0.46 to 4.09
Dwutlenek azotu	*** -0.06 to 3.8
Dwutlenek siarki	0.048
Tlenek węgla	0.027
* Derwent et al (ref 27) z H1. ** Jenkin i Hayman (ref 28) z H1. *** Podane zakresy odzwierciedlają ważną, ale zmienną rolę tych grup substancji w formowaniu ozonu.	

Załącznik 7. Tabela 1.  
[18, Brytyjskie Agencje Środowiska, 2002]



## Załącznik 8 - Energia europejska - łącznie

## Energia elektryczna

Aby wytworzyć 1 GJ energii elektrycznej, średnie zużycie paliwa oraz emisja gazów dla całej Europy wynosi:

<b>Energia elektryczna</b>	<b>GJ</b>	<b>1</b>
<b>Energia pierwotna</b>	<b>GJ</b>	<b>2.57</b>
<b>Ropa</b>	<b>kg</b>	<b>9.01</b>
<b>Gaz</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	<b>6.92</b>
<b>Węgiel</b>	<b>kg</b>	<b>15.7</b>
<b>Węgiel brunatny</b>	<b>kg</b>	<b>34.6</b>
<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>kg</b>	<b>0.10</b>
<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>kg</b>	<b>117</b>
<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>kg</b>	<b>0.16</b>

Europejska Mieszanka	
Ropa	9.6 %
Gaz	9.5 %
Węgiel kamienny	18.3 %
Węgiel brunatny	10.5 %
Nuklearna	36.0 %

Obliczenia-IFEU		Olej opalowy	Energia elektryczna ze spalania oleju	Gaz ziemny	Energia elektryczna z gazu	Węgiel kamienny	Energia elektryczna z węgla kamiennego	Węgiel brunatny	Energia elektryczna z węgla brunatnego	Energia nuklearna
Prąd	GJ		1.00E+00		1.00E+00		1.00E+00		1.00E+00	1.00E+00
Energia pierwotna	GJ	3.69E+00		2.90E+00		2.38E+00		2.82E+00		3.35E+00
Ropa	kg	9.22E+01	7.88E+01							4.19E-01
Gaz	m <sup>3</sup>			7.14E+01	5.33E+01					3.74E-01
Węgiel	kg					8.48E+01	8.19E+01			3.03E+00
Węgiel brunatny	kg							3.19E+02	3.12E+02	
SO <sub>2</sub>	kg	6.44E-02	2.43E-01	3.24E-03	2.88E-03	5.05E-02	1.48E-01	3.73E-03	2.22E-01	3.22E-02
CO <sub>2</sub>	kg	1.26E+01	2.47E+02	1.46E+01	1.32E+02	1.06E+01	2.17E+02	7.84E+00	3.16E+02	6.27E+00
NO <sub>2</sub>	kg	3.46E-02	3.68E-01	7.79E-02	1.51E-01	4.11E-02	1.10E-01	6.30E-03	6.14E-01	1.43E-02

Załącznik 8. Tabela 1.[33, Fehrenbach H, 2002].

Te średnie wskaźniki emisji dla energii elektrycznej pochodzą z 1994 r. z bazy danych ECOINVENT.

## Para

Do wytworzenia pary o wartości energetycznej 1 GJ, średnie zużycie paliwa oraz emisja gazów dla całej Europy wynosi:

<b>Para</b>	<b>GJ</b>	<b>1</b>
<b>Energia pierwotna</b>	<b>GJ</b>	<b>1.32</b>
<b>Ropa</b>	<b>kg</b>	<b>12.96</b>
<b>Gaz</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	<b>10.46</b>
<b>Węgiel</b>	<b>kg</b>	<b>14.22</b>
<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>kg</b>	<b>0.54</b>
<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>kg</b>	<b>97.20</b>
<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>kg</b>	<b>0.18</b>

<b>Europejska mieszanka</b> (szacowana mieszanka)	
Ropa	40.0 %
Gaz	30.0 %
Węgiel kamienny	30.0 %

		Olej opalowy	Ciepło ze spalania oleju	Gaz ziemny	Ciepło z gazu ziemnego	Węgiel kamienny	Ciepło z węgla
Ciepło	GJ		1.00E+00		1.00E+00		1.00E+00
Energia pierwotna	GJ	1.29E+00		1.41E+00		1.28E+00	
Ropa	kg	3.24E+01	2.75E+01				
Gaz	m <sup>3</sup>			3.49E+01	2.81E+01		
Węgiel	kg					4.74E+01	4.14E+01
SO <sub>2</sub>	kg	4.01E-02	9.95E-01	1.61E-02	5.75E-04	4.76E-02	3.70E-01
CO <sub>2</sub>	kg	6.51E+00	9.22E+01	7.16E+00	6.48E+01	5.82E+00	1.15E+02
NO <sub>2</sub>	kg	1.77E-02	1.78E-01	3.47E-02	4.47E-02	3.77E-02	2.17E-01
<b>ECOINVENT</b>							
		Olej opalowy	Ciepło ze spalania oleju	Gaz ziemny	Ciepło z gazu ziemnego	Węgiel kamienny	Ciepło z węgla
Ciepło	GJ		1.00E+00		1.00E+00		1.00E+00
Energia pierwotna	GJ	1.22E+00		1.43E+00		1.36E+00	
Ropa	kg	3.06E+01	2.60E+01				
Gaz	m <sup>3</sup>			3.53E+01	3.00E+01		
Węgiel	kg					5.21E+01	4.17E+01
SO <sub>2</sub>	kg	1.59E-02	1.41E+00	3.06E-02	6.47E-04	6.98E-02	6.29E-01
CO <sub>2</sub>	kg	4.24E-01	9.16E+01	7.29E+00	6.47E+01	6.36E+00	1.16E+02
NO <sub>2</sub>	kg	8.24E-04	1.88E-01	3.18E-02	2.35E-02	5.50E-02	2.50E-01
<b>GEMIS</b>							
		Olej opalowy	Ciepło ze spalania oleju	Gaz ziemny	Ciepło z gazu ziemnego	Węgiel kamienny	Ciepło z węgla
Ciepło	GJ		1.00E+00		1.00E+00		1.00E+00
Energia pierwotna	GJ	1.35E+00		1.39E+00		1.20E+00	
Ropa	kg	3.42E+01	2.89E+01				
Gaz	m <sup>3</sup>			3.44E+01	2.63E+01		
Węgiel	kg					4.27E+01	4.12E+01
SO <sub>2</sub>	kg	6.44E-02	5.78E-01	1.52E-03	5.03E-04	2.54E-02	1.11E-01
CO <sub>2</sub>	kg	1.26E+01	9.27E+01	7.02E+00	6.49E+01	5.28E+00	1.13E+02
NO <sub>2</sub>	kg	3.46E-02	1.69E-01	3.76E-02	6.59E-02	2.05E-02	1.83E-01

## Załącznik 8. Tabela 2.

Źródło: [33, Fehrenbach H, 2002]

Te średnie czynniki emisji dla wytwarzania pary wydzielono, jako średnie z baz danych ECOINVENT i GEMIS.

## Załącznik 9 - Dyrektywa rady (85/337/EWG)

Dyrektywa Rady (85/337/EWG) w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne

### Załącznik III INFORMACJE OKREŚLONE W ART. 5 UST. 1

1. Opis przedsięwzięcia obejmujący w szczególności:
  - opis cech fizycznych przedsięwzięcia i wymagań użytkowania terenu w czasie poszczególnych faz budowy i eksploatacji,
  - opis głównych cech procesów produkcyjnych, na przykład rodzaju i ilości używanych materiałów,
  - ocena typu i ilości spodziewanych pozostałości i emisji (zanieczyszczeń wody, powietrza i gleby, hałasu, wibracji, światła, ciepła, promieniowania itp.) wynikających z funkcjonowania wnioskowanego przedsięwzięcia.
2. Zarys głównych alternatywnych rozwiązań rozpatrzonych przez wykonawcę, włącznie ze wskazaniem głównych powodów dokonanego przez niego wyboru, uwzględniającego skutki środowiskowe.
3. Opis aspektów środowiska, na które może w znaczący sposób oddziaływać wnioskowane przedsięwzięcie, obejmujący w szczególności zaludnienie, faunę, florę, glebę, wodę, powietrze, czynniki klimatyczne, dobra materialne, włącznie z dziedzictwem architektonicznym i archeologicznym, krajobraz oraz wzajemne oddziaływanie między tymi czynnikami.
4. Opis(6) możliwych znaczących skutków środowiskowych wnioskowanego przedsięwzięcia wynikających z:
  - istnienia inwestycji,
  - korzystania z zasobów naturalnych,
  - emisji zanieczyszczeń, tworzenia uciążliwości i unieszkodliwiania odpadów, oraz informacji wykonawcy odnośnie prognozowania metod zastosowanych w celu oceny skutków wywieranych na środowisko.
5. Opis środków przewidzianych w celu zapobiegania, zmniejszenia oraz, tam gdzie to możliwe, kompensowania znaczących, szkodliwych skutków wywieranych na środowisko.
6. Nietechniczne podsumowanie informacji przekazanych zgodnie z powyższymi pozycjami.
7. Wskazanie trudności (niedostatków technicznych lub braku specjalistycznej wiedzy), które wykonawca napotkał przy zestawieniu wymaganych informacji.



## Załącznik 10 - Europejskie wskaźniki cen

Najbardziej kompleksowym źródłem istotnych wskaźników cen dla UE są dane Eurostatu „dla krótkoterminowych analiz ekonomicznych”, które są publikowane co miesiąc. Dane zawarte w tych publikacjach są wyciągiem z ich bazy danych on-line: New Cronos. Następujące wskaźniki są dostępne:

- 1) Wskaźnik cen produkcji przemysłowej:
  - a) przemysł ogółem (nominalne)
  - b) produkcja (sektorami; nominalne)
  - c) środki produkcji (nominalne)
  - d) budownictwo (nominalne)
  - e) stawki godzinowe w przemyśle (nominalne i rzeczywiste)
- 2) Indeks cen producentów produktów rolnych
- 3) Indeks cen zakupu produktów rolnych
- 4) Ukryty deflator PKB (w euro i walucie krajowej)
- 5) Zmiana ukrytego deflatora PKB (w EUR i walutach krajowych)
- 6) Wskaźnik cen konsumenckich:
  - a) CPI w EUR w krajach EU (przez towar / usługę)
  - b) Roczny CPI w EUR
  - c) Roczne tempo wzrostu CPI w EUR
- 7) Kursy wymiany:
  - a) Średnioroczny kurs wymiany EUR
  - b) Kurs wymiany EUR z końca roku
  - c) Średni miesięczny kurs wymiany euro
  - d) Wskaźnik kursu wymiany EUR

Zapytania w sprawie nabycia danych powinny być kierowane do:

Eurostat Data-shop  
4 rue Alphonse Weicker  
L-2014 Luxembourg  
Tel: +352 4335 2251  
Fax: +352 4335 22221

Strona Eurostatu w Internecie (<http://europa.eu.int/comm/eurostat/>).

## Załącznik 11 – Wskaźniki finansowe

W opisie prężności sektora, następujące wskaźniki finansowe mogą być przydatne [43, Vercaemst, 2003] (patrz sekcja 5.4.1).

### Płynność

Płynność opisuje zdolność prowadzącego do spłaty bezpośrednich zobowiązań i może być mierzona za pomocą wskaźników bieżących i / lub szybkiego wskaźnika.

$$\text{Wskaźnik bieżący} = \frac{\text{aktywa}}{\text{Bieżące zobowiązania}}$$

**Aktywa:** są zdefiniowane, jako te aktywa, które mogą być łatwo zamienione na gotówkę (np. obligacje, fundusze, należności itp.), elementy, takie jak sprzęt nie są sprzedawalne tak łatwo i są klasyfikowane, jako aktywa długoterminowe lub majątek trwały.

**Bieżące zobowiązania:** to takie, które muszą być zapłacone w ciągu 12 miesięcy, (np. rachunki na rzecz dostawców, płace, podatki itd..).

$$\text{Szybki wskaźnik} = \frac{\text{aktywa (z wyłączeniem zapasów)}}{\text{Bieżące zobowiązania}}$$

„Wskaźnik bieżący” oraz „szybki wskaźnik” są podobne, ale dlatego, że zapasy mogą być czasem trudne do upłynnienia (gotówka, rezerwy, należności i obligacje są łatwiejsze do upłynnienia), szybki wskaźnik wyklucza zapasy.

### Wyplacalność

Zdolność prowadzącego do wypełnienia swoich zobowiązań w perspektywie długoterminowej.

$$\text{Wyplacalność} = \frac{\text{Kapitał własny}}{\text{Zobowiązania ogółem}}$$

**Kapitał własny:** Łączna wartość majątku spółki (tj. kapitał, który może zostać zebrany poprzez sprzedaż całego majątku).

**Zobowiązania ogółem:** długi i zaległe zobowiązania finansowe, które firma posiada.

Im wyższa wyplacalność firmy, tym mniej ryzykownie będzie postrzegana przez inwestorów oraz będzie sprawiać wrażenie „zdrowszej”.

$$\text{Pokrycie odsetek} = \frac{\text{Zysk operacyjny}}{\text{Koszty finansowe}}$$

**Zysk operacyjny:** miara zdolności firmy do zarabiania z bieżącej działalności. Są to dochody spółki przed odliczeniem płatności odsetek i podatków.

**Koszty finansowe:** środki wychodzące na pokrycie pożyczek i odsetek lub kosztów pożyczek.

Pokrycie odsetek jest innym przydatnym miernikiem wypłacalności. Im wyższy wskaźnik pokrycia odsetek, tym firma „zdrowiej” wygląda. Zdrowsze firmy są bardziej zdolne do finansowania inwestycji w ochronie środowiska.

### Zyskowość

Jeśli marże zysku są wysokie, to sektor może być uważany za prężny a prowadzący są w lepszej pozycji do absorbowania kosztów wdrożenia BAT.

$$\text{Marża zysku brutto} = \frac{\text{Zysk brutto} \times 100}{\text{Sprzedaż}}$$

**Zysk brutto:** czasami nazywany „dochodem brutto”, jest to wartość sprzedaży netto przed opodatkowaniem, minus koszty sprzedanych towarów i usług.

**Sprzedaż:** dochody ze sprzedaży.

Marża zysku brutto jest miarą marży osiągniętej w procesie produkcji. Jest to wskazówka za ile więcej można sprzedać produkt w porównaniu do kosztów jego wytworzenia. Może to być przydatne do określenia trendów w sektorze (spadek marż zysku brutto sugeruje, że sektor ten jest pod presją).

$$\text{Marża zysku netto} = \frac{\text{Zysk netto przed odsetkami i opodatkowaniem} \times 100}{\text{Sprzedaż}}$$

**Zysk przed odsetkami i opodatkowaniem:** składa się z dochodu (sprzedaż brutto) pomniejszonego o amortyzację i inne koszty poniesione w prowadzeniu działalności (np. koszty eksploatacji, ogrzewanie, oświetlenie, telefony, ubezpieczenie itp.).

Wskaźnik ten jest często uważany za najbardziej odpowiednią miarę wyników operacyjnych podczas dokonywania porównań ze względu na to, że szczególny sposób, w jaki firma jest finansowana nie wpłynie na wskaźnik.

$$\text{Zwrot z zaangażowanego kapitału (ROCE)} = \frac{\text{Zysk netto przed odsetkami i opodatkowaniem} \times 100}{\text{Cena udziału} + \text{rezerwy} + \text{pożyczki długoterminowe}}$$

Zwrot z zaangażowanego kapitału wyraża związek między zyskiem netto wypracowanym przez spółkę, a długoterminowym kapitałem zainwestowanym w przedsiębiorstwie. Jest to miara skuteczności, z którą środki zostały wdrożone i jeżeli wskaźnik ten jest wyższy niż koszt kapitału dla tej firmy, to jest to dobry wskaźnik, że firma jest rentowna w długim okresie.

$$\text{Zwrot z aktywów (ROA)} = \frac{\text{Zysk netto przed odsetkami i opodatkowaniem} \times 100}{\text{Aktywa ogółem}}$$

Wskaźnik ten pokazuje, ile firma była w stanie „wycisnąć” ze swoich aktywów.

## Załącznik 12 - Koszty zewnętrzne dla niektórych substancji zanieczyszczających powietrze

Poniższe wyniki pochodzą z Analizy Kosztów i Korzyści Kwestii Związanych z Jakością Powietrza, przeprowadzonych w szczególności w Programie (CAFE CBA) Czyste Powietrze dla Europy (CAFE), patrz <http://europa.eu.int/comm/environment/air/cale/activities/cba.htm>. Są one przedmiotem przyszłych przeglądów i uaktualnień.

Raport, z którego je wzięto zauważa, że w interpretacji danych istotne jest, aby pamiętać, że wiele skutków jest wyłączonych z kwantyfikacji, w tym wpływ na ekosystemy i dziedzictwo kulturowe. Pełen zestaw niepewności, w tym także założenia modelowe i niepewności statystyczne, mogą pchnąć wyniki w obu kierunkach, w górę lub w dół.

Słownik terminów używanych w tabelach - dla dalszych szczegółów patrz pełny raport.

- VOLY oraz VSL: Wycena zużycia przy użyciu (podejść) wartości statystycznych życia (VSL) oraz wartości roku życia (VOLY).
- SOMO 0 Suma środków ponad 0 ppbV
- SOMO 35 Suma środków ponad 35 ppbV

### Amoniak - wartości w EUR / t

Zużycie PM Zużycie O <sub>3</sub> Opieka zdrowotna? Wpływ na zdrowie? Uprawy O <sub>3</sub> /zdrowie metryczne	VOLY – mediana VOLY - mediana Tak Nie Tak	VSL - mediana VOLY - mediana Tak Nie Tak	VOLY - środek VOLY - środek Tak Tak Tak	VSL - środek VOLY - środek Tak Tak Tak
	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Austria	12000	19000	24000	35000
Belgia	30000	47000	60000	87000
Cypr	-	-	-	-
Republika Czeska	20000	31000	39000	57000
Dania	7900	12000	16000	23000
Estonia	2800	4300	5600	8100
Finlandia	2200	3400	4300	6300
Francja	12000	18000	23000	34000
Niemcy	18000	27000	35000	51000
Grecja	3200	4900	6300	9100
Węgry	11000	17000	22000	32000
Irlandia	2600	4000	5100	7400
Włochy	11000	17000	22000	32000
Łotwa	3100	4700	6000	8800
Litwa	1700	2700	3400	5000
Luxemburg	25000	39000	50000	72000
Malta	8200	13000	16000	24000
Holandia	22000	34000	44000	64000
Polska	10000	15000	20000	29000
Portugalia	3700	5800	7400	11000
Słowacja	14000	22000	28000	41000
Słowenia	13000	20000	25000	37000
Hiszpania	4300	6700	8600	13000
Szwecja	5900	9000	12000	17000
Wielka Brytania	17000	27000	34000	50000

Załącznik 12, Tabela 1: Krańcowe odszkodowania w EUR za tonę emisji NH<sub>3</sub> na rok 2010, z trzema zestawami analizy wrażliwości.NO<sub>x</sub> – wartości w EUR/t

Zużycie PM	VOLY -mediana	VSL - mediana	VOLY – środek	VSL – środek
Zużycie O <sub>3</sub>	VOLY -mediana	VOLY- mediana	VOLY - środek	VOLY – środek
Opieka zdrowotna?	Tak	Tak	Tak	Tak
Wpływ na zdrowie?	Nie	Nie	Tak	Tak
Uprawy	Tak	Tak	Tak	Tak
O <sub>3</sub> /zdrowie metryczne	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Austria	8700	13100	16000	24000
Belgia	5200	8200	9100	14000
Cypr	-	-	-	-
Republika Czeska	7300	11000	13700	20000
Dania	4400	6700	8300	12100
Estonia	810	1100	1600	2200
Finlandia	750	1100	1500	2000
Francja	7700	12000	14000	21000
Niemcy	9600	15000	18000	26000
Grecja	840	1100	1400	1900
Węgry	5400	8100	10000	15000
Irlandia	3800	5600	7500	11000
Włochy	5700	8600	11000	16000
Łotwa	1400	1900	2700	3700
Litwa	1800	2700	3700	5000
Luxemburg	8700	13000	16000	24000
Malta	670	930	1300	1700
Holandia	6600	10000	12000	18000
Polska	3900	5800	7100	10000
Portugalia	1300	1900	2200	3200
Słowacja	5200	7800	9700	14000
Słowenia	6700	10000	13000	18000
Hiszpania	2600	3800	5200	7200
Szwecja	2200	3200	4100	5900
Wielka Brytania	3900	6000	6700	10000
Morze Bałtyckie	2600	4000	4900	7200
Morze Śródziemne	530	760	990	1400
Północno Wschodni Atlantyk	1600	2400	3500	4800
Morze Północne	5100	7900	9500	14000

Załącznik 12, Tabela 2: Krańcowe odszkodowania w EUR za tonę emisji NO<sub>x</sub> na rok 2010 z trzema zestawami analizy wrażliwości.

**PM<sub>2,5</sub> – wartości w EUR/t**

Zużycie PM Zużycie O3 Opieka zdrowotna? Wpływ na zdrowie? Uprawy O3/zdrowie metryczne	VOLY- mediana VOLY- mediana Tak Nie Tak SOMO 35	VSL – mediana VOLY- mediana Tak Nie Tak SOMO 35	VOLY – środek VOLY – środek Tak Tak Tak SOMO 0	VSL – środek VOLY – środek Tak Tak Tak SOMO 0
Austria	37000	56000	72000	110000
Belgia	61000	94000	120000	180000
Cypr	-	-	-	-
Republika Czeska	32000	49000	62000	91000
Dania	16000	25000	33000	48000
Estonia	4200	6500	8300	12000
Finlandia	5400	8300	11000	16000
Francja	44000	68000	87000	130000
Niemcy	48000	74000	95000	140000
Grecja	8600	13000	17000	25000
Węgry	25000	39000	50000	72000
Irlandia	15000	22000	29000	42000
Włochy	34000	52000	66000	97000
Łotwa	8800	14000	17000	25000
Litwa	8400	13000	17000	24000
Luxemburg	41000	63000	81000	120000
Malta	9300	14000	18000	27000
Holandia	63000	96000	120000	180000
Polska	29000	44000	57000	83000
Portugalia	22000	34000	44000	64000
Słowacja	20000	31000	40000	58000
Słowenia	22000	34000	44000	64000
Hiszpania	19000	29000	37000	54000
Szwecja	12000	18000	23000	34000
Wielka Brytania	37000	57000	73000	110000
Morze Bałtyckie	12000	19000	24000	35000
Morze Śródziemne	5600	8700	11000	16000
Północno Wschodni Atlantyk	4800	7400	9400	14000
Morze Północne	28000	42000	54000	80000

**Załącznik 12, Tabela 3: Krańcowe odszkodowania w EUR za tonę emisji PM<sub>2,5</sub> na rok 2010 z trzema zestawami analizy wrażliwości**

**SO<sub>2</sub> – wartości w EUR/t**

Zużycie PM	VOLY- mediana	VSL – mediana	VOLY – środek	VSL – środek
Zużycie O3	VOLY- mediana	VOLY- mediana	VOLY – środek	VOLY – środek
Opieka zdrowotna?	Tak	Tak	Tak	Tak
Wpływ na zdrowie?	Nie	Nie	Tak	Tak
Uprawy O3/zdrowie metryczne	Tak	Tak	Tak	Tak
	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Austria	8300	13000	16000	24000
Belgia	11000	16000	21000	31000
Cypr	-	-	-	-
Republika Czeska	8000	12000	16000	23000
Dania	5200	8100	10000	15000
Estonia	1800	2800	3600	5200
Finlandia	1800	2700	3500	5100
Francja	8000	12000	16000	23000
Niemcy	11000	17000	22000	32000
Grecja	1400	2100	2700	4000
Węgry	4800	7300	9400	14000
Irlandia	4800	7500	9500	14000
Włochy	6100	9300	12000	18000
Łotwa	2000	3100	3900	5700
Litwa	2400	3600	4700	6800
Luxemburg	9800	15000	19000	28000
Malta	2200	3300	4300	6200
Holandia	13000	21000	26000	39000
Polska	5600	8600	11000	16000
Portugalia	3500	5400	6900	10000
Słowacja	4900	7500	9600	14000
Słowenia	6200	9500	12000	18000
Hiszpania	4300	6600	8400	12000
Szwecja	2800	4300	5500	8100
Wielka Brytania	6600	10000	13000	19000
Morze Bałtyckie	3700	5800	7400	11000
Morze Śródziemne	2000	3200	4000	5900
Północno Wschodni Atlantyk	2200	3400	4300	6300
Morze Północne	6900	11000	14000	20000

**Załącznik 12, Tabela 4: Krańcowe odszkodowania w EUR za tonę emisji SO<sub>2</sub> na rok 2010 z trzema zestawami analizy wrażliwości.**



## LZO – wartości w EUR/t

Zużycie PM	VOLY- mediana	VSL – mediana	VOLY – środek	VSL – środek
Zużycie O3	VOLY- mediana	VOLY- mediana	VOLY – środek	VOLY – środek
Opieka zdrowotna?	Tak	Tak	Tak	Tak
Wpływ na zdrowie?	Nie	Nie	Tak	Tak
Uprawy	Tak	Tak	Tak	Tak
O3/zdrowie				
metryczne	SOMO 35	SOMO 35	SOMO 0	SOMO 0
Austria	1700	2600	3800	5200
Belgia	2500	3500	5300	7100
Cypr	-	-	-	-
Republika Czeska	1000	1400	2300	3000
Dania	720	970	1600	2000
Estonia	140	190	340	420
Finlandia	160	220	390	490
Francja	1400	2000	3100	4200
Niemcy	1700	2500	3900	5100
Grecja	280	400	670	880
Węgry	860	1300	2000	2700
Irlandia	680	950	1600	2000
Włochy	1100	1600	2600	3500
Łotwa	220	300	520	650
Litwa	230	330	550	710
Luxemburg	2700	4000	5900	8000
Malta	430	580	1000	1300
Holandia	1900	2700	4100	5400
Polska	630	900	1400	1900
Portugalia	500	700	1200	1600
Słowacja	660	960	1500	2000
Słowenia	1400	2000	3200	4400
Hiszpania	380	510	920	1100
Szwecja	330	440	780	980
Wielka Brytania	1100	1600	2500	3200
Morze Bałtyckie	530	700	1200	1500
Morze Śródziemne	340	470	790	1000
Północno Wschodni Atlantyk	390	540	900	1200
Morze Północne	1900	2600	4000	5400

Załącznik 12, Tabela 5: Krańcowe odszkodowania w EUR za tonę emisji LZO na rok 2010, z trzema zestawami analizy wrażliwości.

## Średnie

Zużycie PM Zużycie O3 Opieka zdrowotna? Wpływ na zdrowie? Uprawy O3/zdrowie metryczne	VOLY mediana VOLY mediana brany pod uwagę nie brany pod uwagę brane pod uwagę SOMO 35	VSL mediana VOLY mediana brany pod uwagę nie brany pod uwagę brane pod uwagę SOMO 35	VOLY środek VOLY środek brany pod uwagę brany pod uwagę brane pod uwagę SOMO 0	VSL środek VOLY środek brany pod uwagę brany pod uwagę brane pod uwagę SOMO 0
<b>EU25 (z wyłączeniem Cypru) średnie – EUR/t</b>				
NH <sub>3</sub>	11000	16000	21000	31000
NO <sub>x</sub>	4400	6600	8200	12000
PM <sub>2,5</sub>	26000	40000	51000	75000
SO <sub>2</sub>	5600	8700	11000	16000
LZO	950	1400	2100	2800
<b>Średnie dla mórz- EUR/t</b>				
NH <sub>3</sub>	n/a	n/a	n/a	n/a
NO <sub>x</sub>	2500	3800	4700	6900
PM <sub>2,5</sub>	13000	19000	25000	36000
SO <sub>2</sub>	3700	5700	7300	11000
LZO	780	1100	1730	2300

Załącznik 12, Tabela 6: Średnie odszkodowania w EUR za tonę emisji NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>2,5</sub>, SO<sub>2</sub> i LZO dla 25 państw UE (bez Cypru) i otaczającego morza w ramach różnych zestawów założeń.

## Załącznik 13 - Metodologie stosowane w państwach członkowskich

### Wielka Brytania

Metodologie, które mogą być wykorzystane do określenia warunków pozwolenia na instalację w Wielkiej Brytanii zostały opisane w 'Environmental Assessment and Appraisal of BAT – IPPC H1 Horizontal Guidance Note' (draft); „Oceny Oddziaływania Na Środowisko i Ocena BAT - IPPC H1 Pozioma Wytyczna” (projekt) [18, Agencje Środowiska Wielkiej Brytanii 2002] (Agencja Ochrony Środowiska dla Anglii i Walii, Północno-Irlandzka Służba Środowiska i Dziedzictwa oraz Szkocka Agencja Ochrony Środowiska). Wytyczna jest używana, jako część procesu udzielania pozwoleń i prowadzi użytkownika przez kroki niezbędne do oceny wariantów alternatywnych, aby skwantyfikować ich wpływ na środowisko, ocenić koszty i ostatecznie ustalić, który wariant powinien być wdrożony na miejscu.

Wytyczna jest dostępna w internecie (link poniżej) i zawiera narzędzie (oprogramowanie), które wykonuje niezbędne obliczenia.

<http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/105385/h1extconsjuly.pdf>

### Belgia

Metoda MIOW+ to program komputerowy, który jest używany do analizy skutków finansowych inwestycji na przyszłe środki ochrony środowiska dla poszczególnych zakładów. Wyniki analizy MIOW+ są wykorzystywane, jako punkt wyjścia do negocjacji pomiędzy firmą a władzami.

Szacunkowe dodatkowe koszty środowiskowe w porównaniu do obecnej i przewidywanej sytuacji finansowej, która istniałaby, gdyby środki te nie zostały wdrożone. Jest to sposób na sprawdzenie prężności sektora względem przewidywanych kosztów środowiskowych. Sytuacja finansowa charakteryzuje się za pomocą szeregu wskaźników wewnętrznych i zewnętrznych. Średnia ważona wskaźników wewnętrznych skutkuje wynikiem dla prężności („Weerstandsvormogen”), a średnia zewnętrznych wskaźników skutkuje wynikiem dla „sytuacji rynkowej”. Wartości wydzielone dla prężności i sytuacji rynkowej decydują o możliwości absorpcji dodatkowych kosztów środowiskowych wewnętrznie lub możliwość przerzucenia ich na klientów. Uruchomienie modelu i interpretacja wyników wymaga znajomości zagadnień finansowych. Opinia eksperta jest konieczna, zwłaszcza w odniesieniu do przyszłych rozwiązań oraz dla oceny konkurencyjnej pozycji.

### Finlandia

Raport „Ocena środowiskowych skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska oraz ekonomiczne aspekty w przemyśle - fińskie eksperckie studium przypadku BAT” [17, Vasara, et al, 2002] przedstawia podstawowe informacje na temat zintegrowanego środowiskowego systemu pozwoleń w Finlandii. Różne metody i podejścia do oceny ekonomicznej i tej dotyczącej skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska zostały zidentyfikowane, omówione i przedstawione wraz z praktycznymi przykładami z produkcji celulozy i papieru, a także produkcji energii. Szczególny nacisk położono na praktyczne zastosowanie w kontekście pozwoleń. Dokument jest dostępny na stronie internetowej <http://www.environment.fi> oraz <http://www.environment.fi/default.asp?contentid=58397&lan=EN>

Kilka konfliktów skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, poczynając od prostszych do bardziej skomplikowanych, zostało podkreślonych wraz z możliwymi sposobami radzenia sobie z problemami. Zastosowalność metodologii została oceniona i omówiona. Wymiary kompromisów i możliwych konfliktów obejmują: powietrze,

wodę, glebę, energię, czas, jakość produktu i koszty. Metody te są ukierunkowane na poziom lokalny, a ich wykorzystanie na poziomie UE nie jest wspierane ze względu na znaczne różnice w naturalnym, antropogenicznym i technicznym środowisku między obiektami w różnych miejscach w całej Europie. Opisane są metodologie w zakresie oceny inwestycji (np. wartość bieżąca netto) i alokacji kosztów (np. kosztorysowanie w miejscu działalności).

## Niemcy

Niektóre z wczesnych prac, które przedsięwzięto w czasie tworzenia oceny skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, są opisane w dokumencie „Ocena skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska oddziaływania na środowisko, spowodowanego przez określone działania przemysłowe”. (Goetz, Rippen et al. 2001) Dokument opisuje etapy przeprowadzania oceny skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska i nawiązuje do struktury:

### Etap 1: „Prace przygotowawcze”

Po pierwsze, dostępne technologie muszą zostać wybrane i sprawdzone, czy są one wzajemnie wymienne, tzn. czy są one prawdziwie alternatywne dla prowadzących. Dla określonych technologii mogą zostać użyte kryteria wykluczenia: techniki, które, na przykład nie były testowane na szeroką komercyjną skalę lub które nie spełniają przyjętych międzynarodowych norm ochrony środowiska, nie zostaną sklasyfikowane, jako BAT i dlatego nie będą dalej rozpatrywane.

### Etap 2: „Identyfikacja konfliktu skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska”

Zanieczyszczenie środowiska, którego można oczekiwać od techniki jest ocenione jakościowo i porównane. Różnice w poszczególnych przypadkach efektywności ochrony środowiska porównanych technik, zostają skupione tak, że ilości danych, które należy wziąć pod uwagę, można znacząco zmniejszyć.

### Etap 3: „Gromadzenie danych”

Dane, są gromadzone w sprawie emisji zanieczyszczeń (do powietrza i wody), zużycia energii i materiałów pomocniczych oraz unieszkodliwianie odpadów w ograniczonym obszarze, dla którego ma być przygotowany bilans. Wydatki na trzy obszary danych oblicza się, jako zużycie energii pierwotnej (lub skumulowany popyt na energię CED).

### Etap 4: „Standaryzacja i porównanie”

#### 4.1 Standaryzacja związana z przemysłem

Wyniki bilansu ładunków emisji i CED są umieszczone w stosunku do odpowiedniego całkowitego obciążenia lub alternatywnie, całkowite zużycie energii w Niemczech i UE (np. na podstawie przeliczenia na liczbę ludności). Kiedy różnice pomiędzy alternatywnymi technologiami są ekstrapolowane do całkowitej zdolności danego przemysłu, to pokazuje kwantytatywne znaczenie emisji lub zużycia energii i tylko jedna lub inna technologia będzie następnie wdrożona.

#### 4.2 Standaryzacja związana ze środowiskiem

Standardowy scenariusz rozprzestrzeniania się w otaczającym powietrzu lub przyjmującym zbiorniku wody jest sporządzony dla bezpośrednich emisji typowych zakładów przy użyciu technologii, które mają być oceniane. Szacunkowe wartości emisji są porównywane do jakościowych celów związanych z komponentami (wartości odniesienia emisji), (rozpatrywanie emisji niezależne od miejsca).

### Etap 5: „Ocena końcowa”

W celu identyfikacji istotnych aspektów środowiskowych, sugerowane są progi istotności dla różnic między technologiami alternatywnymi, które zostały określone w przemyśle i związanymi ze środowiskiem procedurami standaryzacji. Może to mieć jedynie charakter orientacyjny. Dla związanej z przemysłem oceny, istotny próg 10000 równoważnej liczby mieszkańców jest zalecany, jako znacząca różnica między wynikami standaryzacji. Dla standaryzacji związanej ze środowiskiem, zalecana jest nadwyżka 1% odpowiedniej wartości wskaźnika emisji. Różne substancje, które są emitowane nie są wazone ze względu na ich skutki ekologiczne. Podobnie jak rozdział BAT / nie - BAT, ocena ta powinna być dokonana na szczeblu ekspertów, którzy mogą również brać pod uwagę obecne polityczno-środowiskowe punkty widzenia.

## Załącznik 14 - Przykład prasy drukarskiej

### Wdrożenie

Przykład ten pozwala zilustrować zastosowanie różnych wytycznych przedstawionych w niniejszym dokumencie. Dwa warianty alternatywne dla druku fleksograficznego, są porównywane przy użyciu metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska. Brane są pod uwagę techniki alternatywne dla druku 2400 ton papieru rocznie. Te alternatywne techniki to: (1) drukowanie z atramentem na bazie rozpuszczalników, lub (2) drukowanie z atramentem na bazie wody.

Wartości emisji w tym przykładzie, są wskazane jedynie w celu zilustrowania metody. Rzeczywiste emisje mogą się znacznie różnić w zależności od np. rodzaju użytego rozpuszczalnika, techniki drukowania i jakości sprzętu poligraficznego.

Mimo że „skumulowane zapotrzebowanie na energię” oraz „zubożenie abiotyczne”, są wyłączone z metodologii prezentowanych gdzie indziej w tym dokumencie, to są one częścią tego przykładu i dlatego są zachowane. Korzystanie z CED rozszerza ocenę skutków środowiskowych procesu poza granice procesu IPPC i istnieją obawy, że może to prowadzić do podwójnego liczenia niektórych skutków środowiskowych. Istnieją również obawy, co do ważności liczb wykorzystanych w ocenie zubożenia abiotycznego oraz obawy, że ponownie wyszło to poza granice procesu IPPC.

Obawy dotyczące użycia zubożenia abiotycznego są następujące:

- ocena zdominowana jest przez energię zużywaną przez proces. Brak czynników potencjału zubożenia abiotycznego dostępnych dla użytych rozpuszczalników, tak więc obliczenia zostały przeprowadzone tylko dla paliw stosowanych w wytwarzaniu energii użytej w procesie
- dokonano pewnej liczby arbitralnych wyborów w celu ustalenia danych liczbowych (w szczególności do obliczenia dostępności zasobów). Uzyskane dane jest bardzo trudno zweryfikować lub zatwierdzić
- obliczone ostatecznie wartości zależą od ilości poszukiwań, które zostały przeprowadzone dla danego zasobu oraz przeprowadzonych przez naukowca ekstrapolacji w celu ustalenia całkowitych rezerw
- wyczerpywanie się jednego zasobu, niekoniecznie musi mieć taki sam wpływ, jak wyczerpywanie się innego
- wiarygodność naukowa oceny zubożenia abiotycznego jest bardzo słaba i dostępnych jest kilka alternatywnych wykazów, ale wszystkie różnią się w zależności od założenia użytego do obliczenia potencjału zubożenia abiotycznego
- zubożenie abiotyczne, jako kryterium oceny nie przyciąga w takim samym stopniu uwagi decydenta, jak na przykład potencjał toksyczności w środowisku wodnym, potencjał globalnego ocieplenia lub zakwaszenie.

Dla zachowania kompletności, listy CED dla różnych działań oraz potencjał zubożenia abiotycznego dla niektórych substancji chemicznych są zachowywane w dalszej części niniejszego załącznika.

Poniższy przykład jest oparty na sekwencji wytycznych.

## Wytyczna 1 – Zakres i identyfikacja wariantów alternatywnych

Brane są pod uwagę dwa warianty alternatywnego druku fleksograficznego dla procesu, który mógłby wydrukować 2400 ton papieru rocznie. Baza danych dla dwóch wariantów podana jest poniżej:

Emisje lub zużycie	Jednos tki	Ilość użyta lub wyemitowana	
		Wariant 1: Na bazie rozpuszczalnika	Wariant 2: Na bazie wody
Octan etylu (powietrze)	kg	7368	1650
Etanol (powietrze)	kg	7342	3977
Izopropanol (powietrze)	kg	4904	3501
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669	
Butanon (powietrze)	kg	1219	
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219	
Toluen (powietrze)	kg	269	
Ksylen (powietrze)	kg	269	
Benzyna (powietrze)	kg		4880
Amoniak (powietrze)	kg		1400
AOX (woda)	kg		0.028
COD (woda)	kg		69
Chrom (woda)	kg		0.001
Miedź (woda)	kg		0.015
Nikiel (woda)	kg		0.0054
Amon (woda)	kg		0.87
Azotan (woda)	kg		9.7
Odpady	kg	15700	5000
Energia, energia elektryczna (materiały)	TJ	12.2	6.8
Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	TJ	4.4	2.3
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	TJ	1.6	2.4
<b>Energia ogółem</b>	<b>TJ</b>	<b>18.2</b>	<b>11.5</b>
<p>Następujące procesy są włączone w granicach systemu:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>dla drukowania na bazie rozpuszczalników: produkcja rozpuszczalników, środków wiążących, środków pomocniczych i farby drukarskiej, proces drukowania i termicznego dopalania oparów rozpuszczalników, energia i odpady</li> <li>dla drukowania na bazie wody: produkcja rozpuszczalników, środki wiążące, środki pomocnicze i farby drukarskie, proces drukowania oraz wewnętrzna i komunalna oczyszczalnia ścieków, energia i odpady.</li> </ul> <p>W obu przypadkach „energia elektryczna (materiały)” oblicza się na podstawie „skumulowanego zapotrzebowania na energię”.</p>			

**Załącznik 14, Tabela 1: Porównanie dwóch wariantów- na bazie rozpuszczalnika i na bazie wody dla procesu druku fleksograficznego (na podstawie 2400 ton papieru rocznie) Dane z Oekopol 2000.**

### Zastosowane techniki uproszczenia:

- ilość pigmentów jest taka sama dla obu procesów, dlatego pominięto to w analizie, ponieważ jest to wspólny wskaźnik dla obydwu procesów
- procesy unieszkodliwiania są wykluczone z analizy. Odpady z procesu są uważane za odpady ostateczne bez analizy jego składu
- procesy produkcyjne dla rozpuszczalników, środków wiążących, środków pomocniczych i farby drukarskiej są uwzględnione w analizie, ale tylko w zakresie zużycia energii (skumulowany popyt na energię, ponieważ większość związanych aspektów środowiskowych ma związek z wykorzystaniem energii).

## Konflikt skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

Z analizy danych bazowych wynika, iż istnieje konflikt skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska pomiędzy wyższymi emisjami do powietrza (LZO - octan etylu, etanol, itp.) procesu na bazie rozpuszczalnika w stosunku do zrzutów ścieków z procesu na bazie wody. Wpływ zużycia energii i wytwarzania odpadów obu procesów jest wciąż niejasny.

### Wniosek w ślad za wytyczną 1

W tym momencie nie można wyciągnąć jednoznacznych wniosków na temat efektywności ochrony środowiska tych procesów, ponieważ wariant zapewniający wyższy poziom ochrony środowiska nie jest oczywisty. Analiza jest więc kontynuowana przy użyciu wytycznej 2.

## WYTYCZNA 2 – Wykaz emisji

### Emisje poprzedzające związane z energią lub zużyciem dla procesu drukowania na bazie rozpuszczalnika

Mnożniki w kolumnie 3 poniżej są wzięte z danych energii europejskiej - mieszanka w załączniku 8. Dane w kolumnach 4, 5 i 6 obliczono, mnożąc informacje na temat zużycia energii (w GJ) z wykazu przez mnożniki w kolumnie 3.

1	2	3	4	5	6
		Mnożniki z Załącznika 8	Energia, energia elektryczna (materiały)	Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	Energia, ciepło (zużycie pierwotne)
Energia zużyta w procesie na bazie rozpuszczalnika	TJ		12.2	4.4	1.6
	GJ		12.2*10 <sup>3</sup>	4.4*10 <sup>3</sup>	1.6*10 <sup>3</sup>
Energia elektryczna	GJ	1	12200	4400	
Energia pierwotna	GJ	2.57	31354	11308	
Ropa	kg	9.01	109922	39644	
Gaz	m <sup>3</sup>	6.92	84424	30448	
Węgiel	kg	0.13	1586	572	
Węgiel brunatny	kg	34.64	422608	152416	
SO <sub>2</sub>	kg	0.1	1220	440	
CO <sub>2</sub>	kg	116.71	1423862	513524	
NO <sub>2</sub>	kg	0.16	1952	704	
Para	GJ	1			1600
Energia pierwotna	GJ	1.32			2112
Ropa	kg	12.96			20736
Gaz	m <sup>3</sup>	10.46			16736
Węgiel	kg	14.22			22752



SO <sub>2</sub>	kg	0.54			864
CO <sub>2</sub>	kg	97.2			155520
NO <sub>2</sub>	kg	0.18			288

**Załącznik 14, tabela 2: Emisje poprzedzające związane z energią lub zużycia w procesie na bazie rozpuszczalnika**

Sumy w tabeli poniżej stanowią sumę paliw zastosowanych i zanieczyszczeń wyemitowanych przez zużytą energię w energii elektrycznej wykorzystanej do produkcji materiałów (CED), energii elektrycznej wykorzystywanej bezpośrednio w procesie i pary wykorzystywanej bezpośrednio w procesie. Zostały one obliczone poprzez sumowanie danych, które zostały obliczone w kolumnach 4, 5 i 6 tabeli powyżej.

Proces na bazie rozpuszczalnika		
Ropa (wykorzystanie)	kg	170302
Gaz (wykorzystanie)	m <sup>3</sup>	131608
Węgiel (wykorzystanie)	kg	23482
SO <sub>2</sub> (wykorzystanie)	kg	2524
CO <sub>2</sub> (wykorzystanie)	kg	1630706
NO <sub>2</sub> (wykorzystanie)	kg	2944

**Załącznik 14, Tabela 3: Podsumowanie emisji związanych z energią lub zużyciem w procesie na bazie rozpuszczalnika**

### Emisje poprzedzające związane z energią lub zużyciem w procesie na bazie wody

Mnożniki w kolumnie 3 poniżej są wzięte z danych „europejska energia-mieszanka” w załączniku 8. Dane w kolumnach 4, 5 i 6 obliczono mnożąc informacje na temat zużycia energii (w GJ) z wykazu przez mnożniki w kolumnie 3.

1	2	3	4	5	6
		<b>Mnożniki z załącznika 8</b>	<b>Energia, energia elektryczna (materiały)</b>	<b>Energia elektryczna (zużycie pierwotne)</b>	<b>Energia, ciepło (zużycie pierwotne)</b>
Energia zużyta w procesie na bazie wody	TJ		6.8	2.3	2.4
	GJ		6.8*10 <sup>3</sup>	2.3*10 <sup>3</sup>	2.4*10 <sup>3</sup>
Energia elektryczna	GJ	1	6800	2300	
Energia pierwotna	GJ	2.57	17476	5911	
Ropa	kg	9.01	61268	20723	
Gaz	m <sup>3</sup>	6.92	47056	15916	
Węgiel	kg	0.13	884	299	
Węgiel brunatny	kg	34.64	249152	79672	
SO <sub>2</sub>	kg	0.1	680	230	
CO <sub>2</sub>	kg	116.71	793628	268433	

NO <sub>2</sub>	kg	0.16	1088	368	
Para	GJ	1			2400
Energia pierwotna	GJ	1.32			3168
Ropa	kg	12.96			31104
Gaz	m <sup>3</sup>	10.46			25104
Węgiel	kg	14.22			34128
SO <sub>2</sub>	kg	0.54			1296
CO <sub>2</sub>	kg	97.2			233280
NO <sub>2</sub>	kg	0.18			432

**Załącznik 14, tabela 4: Emisja poprzedzająca związana z energią lub zużycie w procesie na bazie wody**

Sumy w tabeli poniżej stanowią sumę paliw stosowanych i zanieczyszczeń wyemitowanych przez użytą energię w energii elektrycznej wykorzystanej do produkcji materiałów (CED), energii elektrycznej wykorzystywanej bezpośrednio w procesie i pary wykorzystywanej bezpośrednio w procesie. Sumy te są obliczane przez zsumowanie danych, które zostały wyliczone w kolumnie 4, 5 i 6 powyższej tabeli.

Proces na bazie wody		
Ropa (wykorzystanie)	kg	113095
Gaz (wykorzystanie)	m <sup>3</sup>	88076
Węgiel (wykorzystanie)	kg	35311
SO <sub>2</sub> (emisja)	kg	2206
CO <sub>2</sub> (emisja)	kg	1295341
NO <sub>2</sub> (emisja)	kg	1888

**Załącznik 14, Tabela 5: Podsumowanie emisji związanych z energią lub zużycia w procesie na bazie wody**

### Podsumowanie emisji lub zużycia z obydwu procesów drukowania

Po obliczeniu emisji poprzedzających związanych z energią lub zużyciem, wykaz emisji i zużycia dla dwóch wariantów można porównać, jak poniżej.

Emisja zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1 Drukowanie na bazie rozpuszczalnika	WARIANT 2 Drukowanie na bazie wody
Octan etylu (powietrze)	kg	7368	1650
Etanol (powietrze)	kg	7342	3977
Izopropanol (powietrze)	kg	4904	3501
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669	-
Butanon (powietrze)	kg	1219	-
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219	-
Toluen (powietrze)	kg	269	-
Ksylene (powietrze)	kg	269	-
Benzyna (powietrze)	kg	-	4880
Amoniak (powietrze)	kg	-	1400
AOX (woda)	kg	-	0.028
COD (woda)	kg	-	69

Chrom (woda)	kg	-	0.001
Miedź (woda)	kg	-	0.015
Nikiel (woda)	kg	-	0.0054
Amon (woda)	kg	-	0.87
Azotan (woda)	kg	-	9.7
Energia	TJ	18.2	11.5
Odpady	kg	15700	5000
<b>Ropa (wykorzystanie)</b>	kg	170302	113095
<b>Gaz (wykorzystanie)</b>	m <sup>3</sup>	131608	88076
<b>Węgiel (wykorzystanie)</b>	kg	23482	35311
<b>SO<sub>2</sub> (emisje)</b>	kg	2524	2206
<b>CO<sub>2</sub> (emisje)</b>	kg	1630706	1295341
<b>NO<sub>2</sub> (emisje)</b>	kg	2944	1888

#### Załącznik 14, Tabela 6: Podsumowanie emisji lub zużycia z alternatywnych procesów druku

Z tego wykazu i obliczenia wynika, iż jest oczywiste, że proces na bazie rozpuszczalnika uwalnia więcej rozpuszczalników i zużywa więcej ropy i gazu. Proces na bazie wody wykorzystuje więcej węgla i uwolnień do wody. Tym samym proces na bazie rozpuszczalnika uwalnia większe ilości SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> i NO<sub>2</sub> z zużytej energii, niż proces na bazie wody. Występują różnice w zużyciu węgla, ropy i gazu ze względu na zwiększone zapotrzebowanie na energię procesu na bazie rozpuszczalnika i różną mieszankę energii.

#### Jakość danych

Ekstrakcje i emisje dla każdego procesu zostały zebrane na podstawie druku 2400 ton papieru rocznie. Dane zostały zebrane dla procesów druku, dopalania oparów rozpuszczalników i dla oczyszczalni ścieków, na podstawie uśrednionych danych z kilku zakładów w Niemczech.

Korzystając z systemu oceny jakości danych, dane dla tego przykładu można ocenić jako „C”: tj. dane są szacunkowe w oparciu o ograniczoną ilość informacji reprezentatywnych dla niektórych sytuacji, dla których założenia tła są ograniczone. Jednak śledzenie i zatwierdzenie oryginalnych danych nie było możliwe.

#### Wniosek w ślad za wytyczną 2

Konflikt skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska ciągle pozostaje. Użytkownik i decydent będzie musiał ważyć względne korzyści wyższych emisji do powietrza z użytych LZO i energii wykorzystywanej w procesie na bazie rozpuszczalnika w stosunku do wyższych uwolnień wody w procesie na bazie wody.

### Wytyczna 3 - Aspekty ekonomiczne i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

#### Toksyczność dla człowieka

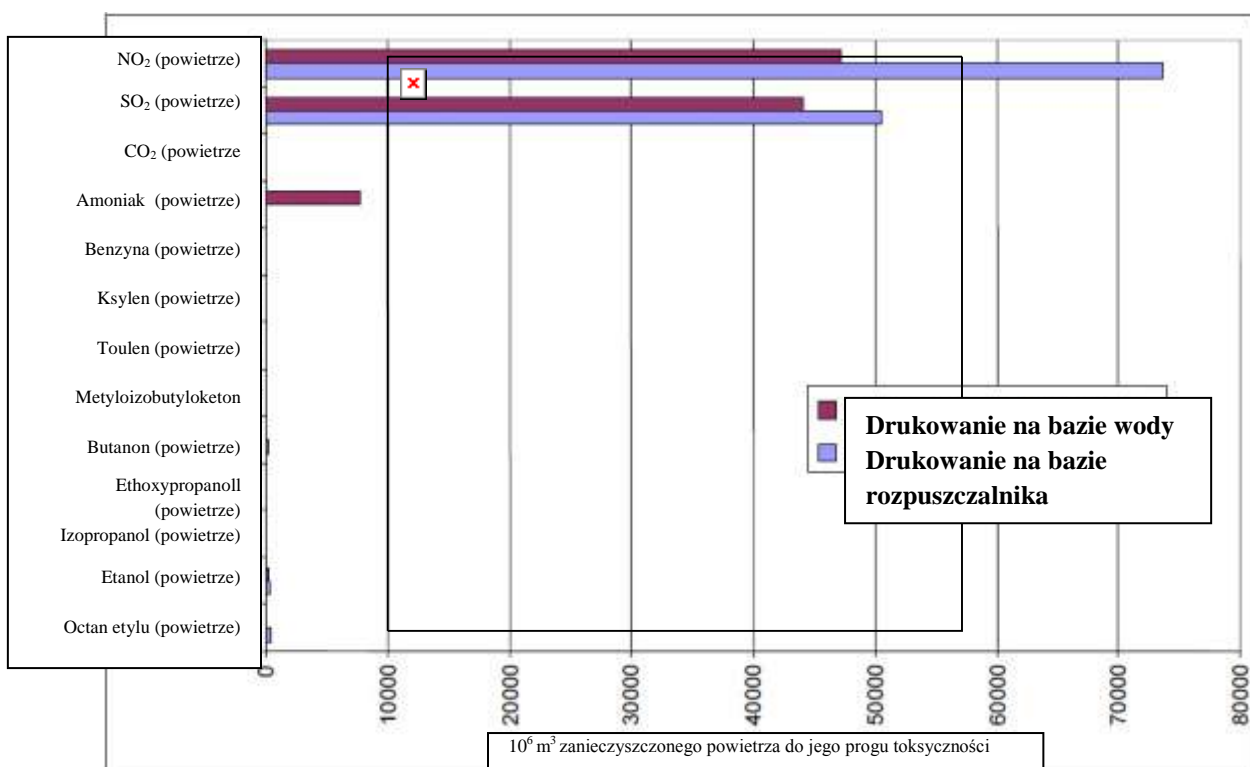
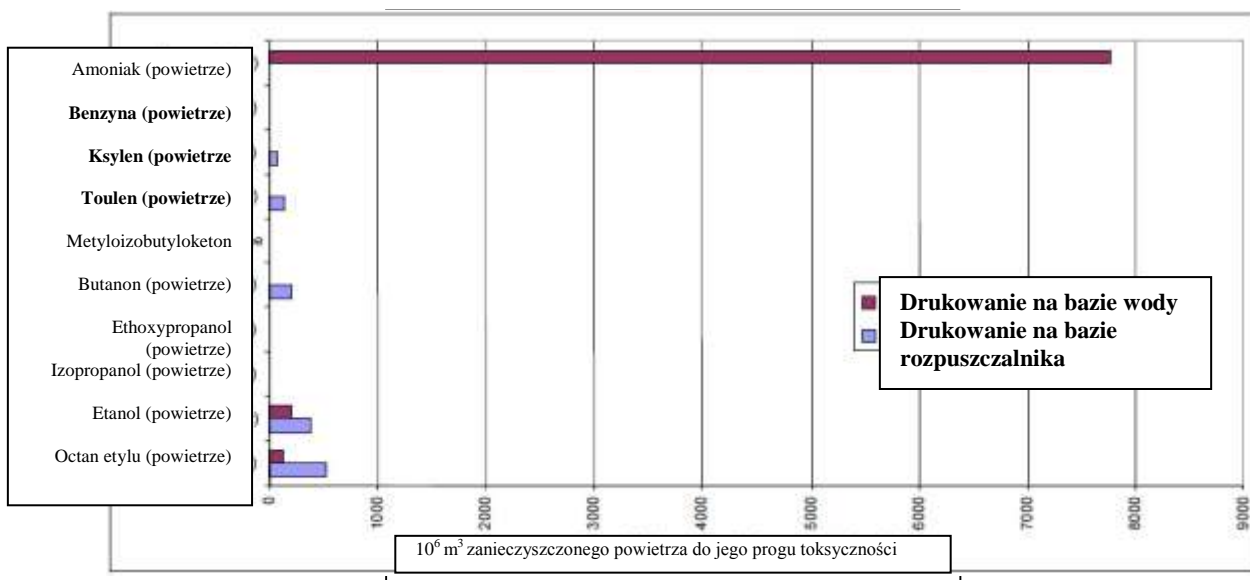
Potencjały toksyczności dla człowieka dla dwóch wariantów alternatywnych są przedstawione w poniższej tabeli.

Potencjały toksyczności dla człowieka							
Przykład: drukowanie na bazie rozpuszczalnika w porównaniu do druku na bazie wody							
Emisje zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1			WARIANT 2		
		Druk na bazie rozpuszczalnika			Druk na bazie wody		
		Uwolni na masa	Próg toksyczności dla człowieka $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Objętość powietrza zanieczyszczonego do jego progu toksyczności w $\text{m}^3$	Uwolniona masa	Próg toksyczności dla człowieka $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Objętość powietrza zanieczyszczonego do jego progu toksyczności w $\text{m}^3$
Octan etylu (powietrze)	kg	7368	14600	504657534	1650	14600	113013698
Etanol (powietrze)	kg	7342	19200	382395833	3977	19200	207135417
Izopropanol (powietrze)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669			-		
Butanon (powietrze)	kg	1219	6000	203166667	-	6000	
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219			-		
Toluen (powietrze)	kg	269	1910	140837696	-	1910	
Ksylen (powietrze)	kg	269	4410	60997732	-	4410	
Benzyna (powietrze)	kg	-			4880		
Amoniak (powietrze)	kg	-			1400	180	777777778
AOX (woda)	kg	-			0		
COD (woda)	kg	-			69		
Chrom (woda)	kg	-			0		
Miedź (woda)	kg	-			0		
Nikiel (woda)	kg	-			0		
Amon (woda)	kg	-			1		
Azotan (woda)	kg	-			10		
Odpady	kg	15700			5000		
Energia, energia elektryczna (materiały)	TJ	12			7		
Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	TJ	4			2		
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	TJ	2			2		
Wykaz emisji związanych z energią oraz stopa zużycia z procesów poprzedzających.							
CO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	1630706			1295341		
SO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2524	50	5048000000	2206	50	4412000000
NO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2944	40	7360000000	1888	40	4720000000
Węgiel (wydobycie)	kg	23482			35311		
Ropa (wydobycie)	kg	170302			113095		
Gaz (wydobycie)	m <sup>3</sup>	131608			88076		
<b>Całkowita objętość zanieczyszczonego powietrza do jego progu toksyczności w m<sup>3</sup></b>				<b>125 x 10<sup>9</sup></b>			<b>99 x 10<sup>9</sup></b>

**Załącznik 14, tabela 7: Potencjał toksyczności dla człowieka z dwóch wariantów procesu drukowania**

Na podstawie tych wyników wydaje się oczywiste, że z dwóch wariantów, to metodologia drukowania na bazie rozpuszczalnika skutkuje większą toksycznością dla człowieka ( $125 \times 10^9 \text{ m}^3$  powietrza zanieczyszczonego do jego progu toksyczności, w porównaniu do  $99 \times 10^9 \text{ m}^3$  dla procesu na bazie wody). Dlatego w odniesieniu do potencjału toksyczności dla człowieka, preferowana jest metodologia druku na bazie wody. Jednakże, użytkownik musi być ostrożny przy interpretacji wyników, jako że dominującym źródłem toksyczności dla człowieka, są w rzeczywistości zanieczyszczenia uwolnione ze zużytej energii. Alternatywne źródło energii, może w rzeczywistości stać się czynnikiem wpływającym na podjęcie decyzji.

Z graficznego przedstawienia wyników poniżej, wydaje się oczywiste, że skutki toksyczności dla człowieka z bezpośrednich uwolnień są zdominowane przez uwolnienie amoniaku z procesu drukowania na bazie wody. Gdy rozpatrzemy także uwolnienia ze zużytej energii (przedstawione na drugim wykresie), dominującym efektem staje się uwolnienie dwutlenku azotu i dwutlenku siarki z energii zużywanej przez proces na bazie rozpuszczalnika.



**Załącznik 14, rysunek 2: Potencjał toksyczności dla człowieka (w tym uwolnienia z zużycia energii)**

**Uwagi**

Poniższe paragrafy eksponują i omawiają niektóre słabe strony tej metodologii.

- 1) W tym przykładzie, dwutlenek azotu i dwutlenek siarki, uwolnione z elektrowni, dominują potencjał toksyczności dla człowieka. Jeśli moc pochodziłaby z innego źródła (np. elektrowni gazowej lub jądrowej), to zmieniłoby to całkowicie równowagę. Staje się to oczywiste, jeśli wyniki z bezpośredniej emisji i emisje związane z energią są prezentowane oddzielnie (patrz rysunki powyżej). W tym przypadku pierwszą reakcją byłoby przeprowadzenie analizy wrażliwości zużycia energii i mnożników stosowanych w ustalaniu wartości emisji ze zużywanej energii. Ma to decydujący wpływ przy podejmowaniu decyzji i może być wypaczone w zależności od tego, czy wykorzystywane są dane nt. „europejska energia – mieszanka” lub bardziej lokalne informacje.
- 2) W tym przypadku potencjał toksyczności dla człowieka wynoszący  $50\mu\text{g}/\text{m}^3$  był używany dla  $\text{SO}_2$  (Brytyjski długoterminowy punkt odniesienia z najwyższych dopuszczalnych stężeń na stanowisku pracy). Jeżeli użyto krótkoterminowych najwyższych dopuszczalnych stężeń na stanowisku pracy, wtedy proporcje między  $\text{SO}_2$  i  $\text{NO}_2$  ulegną zmianie, jako że proporcje pomiędzy długoterminowymi i krótkoterminowymi limitami ekspozycji nie są sztywne. Różne zanieczyszczenia mają różne długoterminowe i krótkoterminowe skutki, co sprawia, że trudno jest przeprowadzać bezpośrednie porównania między zanieczyszczeniami. Podczas przeprowadzania oceny, długoterminowe i krótkoterminowe dane nie powinny być mieszane, ale nie wiadomo, czy lepiej jest korzystać z długoterminowych lub krótkoterminowych danych oraz czy obie wartości powinny być oceniane.
- 3) Izopropanol, etoxypropanol oraz metyloizobutyloketon również nie posiadają progów toksyczności dla człowieka. Alternatywne nazwy zostały sprawdzone, ale nie znaleziono żadnych czynników:
  - a) dla izopropanolu - alternatywne nazwy to alkohol izopropylowy, 2-propanol, dimetylokarbinol, alkohol sec-propylowy
  - b) dla etoxypropanolu - alternatywne nazwy to glikol propylenowy i eter monoetylowy.
  - c) dla metyloizobutyloketonu - alternatywne nazwy to keton izobutyłu, metyloizobutyloketon, 4-metylo-2-pentanon, MIBK.
- 4) Jakie wskazówki możemy dać użytkownikowi w takich okolicznościach? Mogą być wydzielone przy użyciu brytyjskiej metodologii wydzielania, przedstawionej w załączniku 1 (1/100 dopuszczalnych wartości w miejscu pracy, 1/500 maksymalnych dopuszczalnych wartości w miejscu pracy) używając zalecanych przez NIOSH dopuszczalnych wartości (REL) z bazy danych NIOSH. Baza ta ma bardziej kompleksowy zakres i jest również dostępna przez Internet.

<http://www.cdc.gov/niosh/npg/npgd0000.html>.

## Potencjał Globalnego Ocieplenia

Potencjały globalnego ocieplenia dla dwóch wariantów zostały przedstawione w poniższej tabeli.

Potencjały Globalnego Ocieplenia							
Przykład: druk na bazie rozpuszczalnika w porównaniu do druku na bazie wody							
Emisja zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1			WARIANT 2		
		Druk na bazie rozpuszczalnika			Druk na bazie wody		
		Masa uwolniona	Potencjał globalnego ocieplenia	Ekwiwalent CO <sub>2</sub>	Masa uwolniona	Potencjał globalnego ocieplenia	Ekwiwalent CO <sub>2</sub>
Octan etylu (powietrze)	kg	7368			1650		
Etanol (powietrze)	kg	7342			3977		
Izopropanol (powietrze)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669			-		
Butanon (powietrze)	kg	1219			-		
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219			-		
Toluen (powietrze)	kg	269			-		
Ksylen (powietrze)	kg	269			-		
Benzyna (powietrze)	kg	-			4880		
Amoniak (powietrze)	kg	-			1400		
AOX (woda)	kg	-			0.028		
COD (woda)	kg	-			69		
Chrom (woda)	kg	-			0.001		
Miedź (woda)	kg	-			0.015		
Nikiel (woda)	kg	-			0.0054		
Amon (woda)	kg	-			0.87		
Azotan (woda)	kg	-			9.7		
Odpady	kg	15700			5000		
Energia, energia elektryczna (materiały)	TJ	12.2			6.8		
Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	TJ	4.4			2.3		
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	TJ	1.6			2.4		
Wykaz emisji związanych z energią i stopy zużycia z wcześniejszych procesów.							
CO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	1630706	1	1630706	1295341	1	1295341
SO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2524			2206		
NO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2944			1888		
Węgiel (wydobycie)	kg	23482			35311		
Ropa (wydobycie)	kg	170302			113095		
Gaz (wydobycie)	m <sup>3</sup>	131608			88076		
<b>Całkowity ekwiwalent CO<sub>2</sub> w kg</b>				<b>1630706</b>			<b>1295341</b>

Załącznik 14, Tabela 8: Potencjały globalnego ocieplenia dwóch wariantów procesu drukowania

Z tej oceny wynika, że technika drukowania na bazie wody jest ponownie preferowaną techniką w porównaniu do techniki na bazie rozpuszczalników, gdyż ma niższy współczynnik ocieplenia globalnego (tj. 1295341 w porównaniu do 1630706 kg ekwiwalentu CO<sub>2</sub>). Użytkownicy powinni ponownie zauważyć, że gazy cieplarniane wyemitowane w tym przykładzie, są

Aspekty ekonomiczne i skutki przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska (podejście kompleksowe)



rezultatem zużytej energii w procesie i obawy o informacje wykorzystywane w celu wydzielenia tych emisji mają zastosowanie również tutaj.

### Toksyczność w środowisku wodnym

Potencjały toksyczności w środowisku wodnym dla dwóch wariantów zostały przedstawione w poniższej tabeli.

Potencjał toksyczności w środowisku wodnym							
Przykład: druk na bazie rozpuszczalnika w porównaniu do druku na bazie wody							
Emisja zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1			WARIANT 2		
		Druk na bazie rozpuszczalnika			Druk na bazie wody		
		Masa uwolniona	Próg toksyczności w środowisku wodnym $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Objętość zanieczyszczonej wody w $\text{m}^3$	Masa uwolniona	Próg toksyczności w środowisku wodnym $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Objętość zanieczyszczonej wody w $\text{m}^3$
Octan etylu (powietrze)	kg	7368			1650		
Etanol (powietrze)	kg	7342			3977		
Izopropanol (powietrze)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669			-		
Butanon (powietrze)	kg	1219			-		
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219			-		
Toluen (powietrze)	kg	269			-		
Ksylen (powietrze)	kg	269			-		
Benzyna (powietrze)	kg	-			4880		
Amoniak (powietrze)	kg	-			1400		
AOX (woda)	kg	-			0.028		
COD (woda)	kg	-			69		
Chrom (woda)	kg	-			0.001	0.0085	117.65
Miedź (woda)	kg	-			0.015	0.0011	13636.36
Nikiel (woda)	kg	-			0.0054	0.0018	3000.00
Amon (woda)	kg	-			0.87		
Azotan (woda)	kg	-			9.7		
Odpady	kg	15700			5000		
Energia, energia elektryczna (materiały)	TJ	12.2			6.8		
Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	TJ	4.4			2.3		
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	TJ	1.6			2.4		
Wykaz emisji związanych z energią i stopy zużycia z wcześniejszych procesów.							
CO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	1630706			1295341		
SO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2524			2206		
NO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2944			1888		
Węgiel	kg	23482			35311		

(wydobycie)							
Ropa (wydobycie)	kg	170302			113095		
Gaz (wydobycie)	m <sup>3</sup>	131608			88076		
<b>Całkowita objętość zanieczyszczonej wody do jej prognozu toksyczności w m<sup>3</sup></b>				<b>0</b>			<b>16754</b>

#### Załącznik 14, Tabela 9: Potencjały toksyczności w środowisku wodnym z dwóch wariantów procesu drukowania

Z tego obliczenia wynika, że proces druku na bazie rozpuszczalnika jest preferowanym wariantem, ponieważ nie ma on wpływu na środowisko wodne, natomiast proces na bazie wody ma niewielki wpływ.

#### Potencjał zakwaszenia

Potencjały zakwaszenia dla dwóch wariantów zostały przedstawione w poniższej tabeli.

Potencjały zakwaszenia							
Przykład: druk na bazie rozpuszczalnika w porównaniu do druku na bazie wody							
Emisja zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1			WARIANT 2		
		Druk na bazie rozpuszczalnika			Druk na bazie wody		
		Masa emisji	Potencjał zakwaszenia	Ekwiwalent SO <sub>2</sub>	Masa emisji	Potencjał zakwaszenia	Ekwiwalent SO <sub>2</sub>
Octan etylu (powietrze)	kg	7368			1650		
Etanol (powietrze)	kg	7342			3977		
Izopropanol (powietrze)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669			-		
Butanon (powietrze)	kg	1219			-		
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219			-		
Toluen (powietrze)	kg	269			-		
Ksylen (powietrze)	kg	269			-		
Benzyna (powietrze)	kg	-			4880		
Amoniak (powietrze)	kg	-			1400	1.6	2884
AOX (woda)	kg	-			0.028		
COD (woda)	kg	-			69		
Chrom (woda)	kg	-			0.001		
Miedź (woda)	kg	-			0.015		
Nikiel (woda)	kg	-			0.0054		
Amon (woda)	kg	-			0.87		
Azotan (woda)	kg	-			9.7		
Odpady	kg	15700			5000		
Energia, elektryczna (materiały)	energia TJ	12.2			6.8		
Energia, elektryczna (zużycie pierwotne)	energia TJ	4.4			2.3		
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	energia TJ	1.6			2.4		
Wykaz emisji związanych z energią i stopy zużycia z wcześniejszych procesów.							
CO <sub>2</sub> (emisja do	kg	1630706			1295341		

powietrza)							
SO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2524	1.2	3028	2206	1.2	2647
NO <sub>2</sub> (emisja do powietrza)	kg	2944	0.5	1472	1888	0.5	944
Węgiel (wydobycie)	kg	23482			35311		
Ropa (wydobycie)	kg	170302			113095		
Gaz (wydobycie)	m <sup>3</sup>	131608			88076		
<b>Całkowity potencjał zakwaszenia w kg ekwiwalentu SO<sub>2</sub></b>				<b>4500</b>			<b>6475</b>

Załącznik 14, Tabela 10: Potencjały zakwaszenia dwóch wariantów procesu drukowania

W tym przykładzie, proces drukowania na bazie rozpuszczalnika jest preferowany, ponieważ ma mniejszy wpływ zakwaszenia niż proces na bazie wody (4500 kg ekwiwalentu SO<sub>2</sub> w przeciwieństwie do 6475 kilogramów ekwiwalentu SO<sub>2</sub>).

### Potencjał eutrofizacji

Potencjały eutrofizacji dla dwóch wariantów w przykładzie procesu drukowania są przedstawione w poniższej tabeli.

Potencjały eutrofizacji							
Przykład: druk na bazie rozpuszczalnika w porównaniu do druku na bazie wody							
Emisja zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1			WARIANT 2		
		Druk na bazie rozpuszczalnika			Druk na bazie wody		
		Masa emisji	Potencjał eutrofizacji	Ekwiwalent PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Masa emisji	Potencjał eutrofizacji	Ekwiwalent PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Octan etylu (powietrze)	kg	7368			1650		
Etanol (powietrze)	kg	7342			3977		
Izopropanol (powietrze)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669			-		
Butanon (powietrze)	kg	1219			-		
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219			-		
Toluen (powietrze)	kg	269			-		
Ksylen (powietrze)	kg	269			-		
Benzyna (powietrze)	kg	-			4880		
Amoniak (powietrze)	kg	-			1400	0.35	490
AOX (woda)	kg	-			0.028		
COD (woda)	kg	-			69	0.022	1.518
Chrom (woda)	kg	-			0.001	0	
Miedź (woda)	kg	-			0.015		
Nikiel (woda)	kg	-			0.0054		
Amon (woda)	kg	-			0.87	0.33	0.287
Azotan (woda)	kg	-			9.7	0.1	0.97
Odpady	kg	15700			5000		
Energia, energia elektryczna (materiały)	TJ	12.2			6.8		
Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	TJ	4.4			2.3		
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	TJ	1.6			2.4		

Wykaz emisji związanych z energią i stopy zużycia z wcześniejszych procesów.

CO2 (emisja do powietrza)	kg	1630706			1295341		
SO2 (emisja do powietrza)	kg	2524			2206		
NO2 (emisja do powietrza)	kg	2944	0.13	383	1888	0.13	245
Węgiel (wydobycie)	kg	23482			35311		
Ropa (wydobycie)	kg	170302			113095		
Gaz (wydobycie)	m <sup>3</sup>	131608			88076		
<b>Calkowity ekwiwalent PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> w kg</b>				<b>383</b>			<b>738</b>

Załącznik 14, Tabela 11: Potencjały eutrofizacji dwóch wariantów procesu drukowania

W tym przypadku, wariant druku na bazie rozpuszczalnika jest preferowany w stosunku do procesu na bazie wody.

### Potencjał zubożenia ozonu

Żadne substancje chemiczne zubażające ozon nie zostały uwolnione w przykładzie procesu drukowania, w żadnym z dwóch wariantów.

### Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu

Potencjały fotochemicznego tworzenia ozonu dla dwóch wariantów, są przedstawione poniżej.

Potencjały fotochemicznego tworzenia ozonu							
Przykład: druk na bazie rozpuszczalnika w porównaniu do druku na bazie wody							
Emisja zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1			WARIANT 2		
		Druk na bazie rozpuszczalnika			Druk na bazie wody		
		Masa emisji	POCP	POCP w kg ekwiwalentu etylenu	Masa emisji	POCP	POCP w kg ekwiwalentu etylenu
Octan etylu (powietrze)	kg	7368	0.209	1540	1650	0.209	344
Etanol (powietrze)	kg	7342	0.399	2929	3977	0.399	1587
Izopropanol (powietrze)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669			-		
Butanon (powietrze)	kg	1219			-		
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219	0.49	597	-	0.49	
Toluen (powietrze)	kg	269	0.637	171	-	0.637	
Ksylen (powietrze)	kg	269	1.108	298	-	1.108	
Benzyna (powietrze)	kg	-			4880		
Amoniak (powietrze)	kg	-			1400		
AOX (woda)	kg	-			0.028		
COD (woda)	kg	-			69		
Chrom (woda)	kg	-			0.001		
Miedź (woda)	kg	-			0.015		
Nikiel (woda)	kg	-			0.0054		
Amon (woda)	kg	-			0.87		
Azotan (woda)	kg	-			9.7		
Odpady	kg	15700			5000		
Energia, elektryczna (materiały)	TJ	12.2			6.8		

## Załączniki

Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	TJ	4.4			2.3		
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	TJ	1.6			2.4		
Wykaz emisji związanych z energią i stopy zużycia z wcześniejszych procesów.							
CO2 (emisja do powietrza)	kg	1630706			1295341		
SO2 (emisja do powietrza)	kg	2524	0.048	121	2206	0.048	106
NO2 (emisja do powietrza)	kg	2944	0.028	82	1888	0.028	53
Węgiel (wydobywanie)	kg	23482			35311		
Ropa (wydobywanie)	kg	170302			113095		
Gaz (wydobywanie)	m <sup>3</sup>	131608			88076		
<b>Masa całkowita ekwiwalentu etylenu w kg</b>				<b>5738</b>			<b>2088</b>

### Załącznik 14, Tabela 12: Potencjały fotochemicznego tworzenia ozonu dwóch wariantów procesu drukowania

W tym przykładzie, proces druku na bazie wody jest preferowany wobec procesu na bazie rozpuszczalnika, ponieważ ma niższy POCP.

### Zubożenie abiotyczne

Potencjały zubożenia abiotycznego zasobów wykorzystywanych w dwóch wariantach, są przedstawione poniżej.

Zubożenie abiotyczne							
Przykład: druk na bazie rozpuszczalnika w porównaniu do druku na bazie wody							
Emisja zanieczyszczeń lub zużycie		WARIANT 1			WARIANT 2		
		Druk na bazie rozpuszczalnika			Druk na bazie wody		
		Masa	Potencjał zubożenia abiotycznego	ADP w kg antymonu	Masa	Potencjał zubożenia abiotycznego	ADP w kg antymonu
Octan etylu (powietrze)	kg	7368			1650		
Etanol (powietrze)	kg	7342			3977		
Izopropanol (powietrze)	kg	4904			3501		
Ethoxypropanol (powietrze)	kg	2669			-		
Butanon (powietrze)	kg	1219			-		
Metyloizobutyloketon (powietrze)	kg	1219			-		
Toluen (powietrze)	kg	269			-		
Ksylen (powietrze)	kg	269			-		
Benzyna (powietrze)	kg	-			4880		
Amoniak (powietrze)	kg	-			1400		
AOX (woda)	kg	-			0.028		
COD (woda)	kg	-			69		
Chrom (woda)	kg	-			0.001		
Miedź (woda)	kg	-			0.015		
Nikiel (woda)	kg	-			0.0054		
Amon (woda)	kg	-			0.87		
Azotan (woda)	kg	-			9.7		

Odpady	kg	15700			5000		
Energia, energia elektryczna (materiały)	TJ	12.2			6.8		
Energia, energia elektryczna (zużycie pierwotne)	TJ	4.4			2.3		
Energia, ciepło (zużycie pierwotne)	TJ	1.6			2.4		
Wykaz emisji związanych z energią i stopy zużycia z wcześniejszych procesów.							
CO2 (emisja do powietrza)	kg	1630706			1295341		
SO2 (emisja do powietrza)	kg	2524			2206		
NO2 (emisja do powietrza)	kg	2944			1888		
Węgiel (wydobycie)	kg	23482	0.0134	315	35311	0.0134	473
Ropa (wydobycie)	kg	170302	0.0201	3423	113095	0.0201	2273
Gaz (wydobycie)	m <sup>3</sup>	131608	0.0187	2461	88076	0.0187	1647
<b>Masa całkowita ekwiwalentu Antymonu w kg</b>				<b>6199</b>			<b>4393</b>

#### Załącznik 14, Tabela 13: Zubożenie abiotyczne dwóch wariantów procesu drukowania

W tym przykładzie, proces druku na bazie rozpuszczalnika zużywa więcej zasobów abiotycznych niż proces na bazie wody, dlatego proces na bazie wody jest wariantem preferowanym.

## Wytyczna 4 – Interpretowanie konfliktów skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

### Proste porównanie poszczególnych skutków środowiskowych

Dla tego przykładu, wyniki oceny każdego z problemów środowiskowych są pokazane w poniższej tabeli:

	Proces na bazie rozpuszczalnika	Proces na bazie wody
Potencjał toksyczności dla człowieka		✓
Potencjał globalnego ocieplenia		✓
Potencjał toksyczności w środowisku wodnym	✓	
Potencjał zakwaszenia	✓	
Potencjał eutrofizacji	✓	
Potencjał zubożenia ozonu	-	-
Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu		✓
Zubożenie abiotyczne		✓
Energia		✓
Odpady		✓
<b>Uwaga: preferowany wybór ma najmniejszy wpływ na środowisko w każdej z kategorii</b>		

Załącznik 14, Tabela 14: Proste porównanie poszczególnych skutków środowiskowych

Na tym etapie użytkownik powinien również podkreślić jakiegokolwiek skutki dla środowiska lub zanieczyszczenia, które nie zostały uwzględnione w ocenie. Dla przykładu procesu druku, emisje: izopropanolu, ethoxypropanolu i metyloizobutyloketonu nie były uwzględnione, gdyż nie wydzielono dla nich mnożników, mimo że mogą one mieć możliwości fotochemicznego wytwarzania ozonu i potencjalnie efekt toksyczności dla człowieka. Emisja benzyny do powietrza z procesu opartego na wodzie nie została oceniona, gdyż nie ma wydzielonych czynników wpływu dla benzyny w żadnym z rozpatrywanych problemów środowiskowych, mimo, że może mieć potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu i potencjalnie efekt toksyczności dla człowieka. Nie obliczono także efektu dla uwolnienia amonu do wody, ponownie ze względu na brak mnożnika, mimo że uwolnienie amonu może wywołać skutek eutrofizacji. Na szczęście w tym przypadku, uwolnienie amonu było bardzo niewielkie.

Porównując dwa przykłady procesu drukowania, dominującym efektem okazała się energia zużywana w procesach i skutki środowiskowe, które miała produkcja tej energii. Proszę zwrócić uwagę na komentarze w sekcji 2.4.2 na temat energii zużywanej w procesie.

Z przedstawionych tutaj wyników, preferowanym wariantem będzie proces drukowania na bazie wody. Ma mniejszy wpływ na środowisko dla 4 z 8 kategorii, a także zużywa mniej energii oraz wytwarza mniej odpadów.

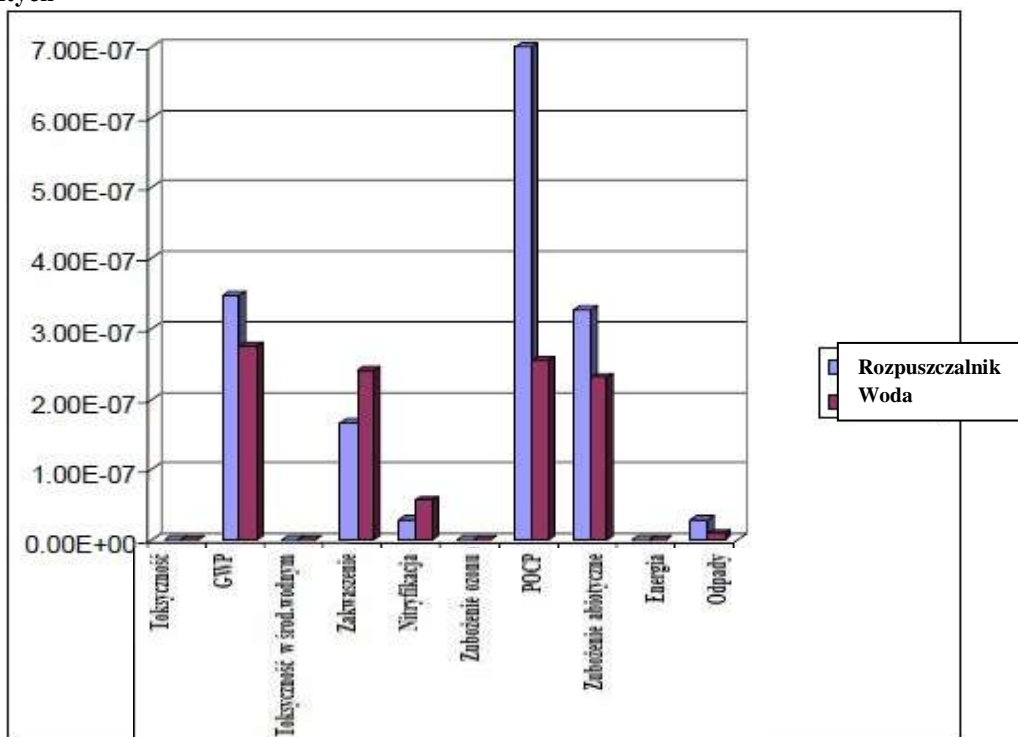
Decyzja ta opiera się na prostych, przejrzystych porównaniach pomiędzy wariantami. Jak również pomagają w określeniu alternatywy z najniższym współczynnikiem oddziaływania na środowisko, przejrzystość w zakresie metodologii pozwala użytkownikowi na identyfikację tych problemów, które powodują największe obawy. Wadą stosowania tej metody jest nieuwzględnianie wielkości skutku środowiskowego. Na przykład, efekt eutrofizacji z obu alternatyw był dość mały, ale eutrofizacja ma taką samą wagę jak inne, większe efekty, takie jak toksyczność.



Jako kolejny etap, porównanie europejskich wielkości całkowitych, przedstawiono w tabeli i na rysunku poniżej.

Efekt	Jednostki	Europejskie wielkości całkowite	Rozpuszczalnik		Woda	
			Ogółem	Ułamek wielkości całkowitej	Ogółem	Ułamek wielkości całkowitej
Potencjał toksyczności dla człowieka	m <sup>3</sup> powietrza	?	125 x 10 <sup>9</sup>	?	99 x 10 <sup>9</sup>	?
Potencjał globalnego ocieplenia	Ekwiwalent kg CO <sup>2</sup>	4.7 x 10 <sup>12</sup>	1630706	3.47 x 10 <sup>-7</sup>	1295341	2.76 x 10 <sup>-7</sup>
Potencjał toksyczności w środowisku wodnym	m <sup>3</sup> wody	?	0	?	16754	?
Potencjał zakwaszenia	Ekwiwalent kg SO <sup>2</sup>	2.7 x 10 <sup>10</sup>	4500	1.67 x 10 <sup>-7</sup>	6475	2.4 x 10 <sup>-7</sup>
Potencjał eutrofizacji	Ekwiwalent kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1.3 x 10 <sup>10</sup>	383	2.95 x 10 <sup>-8</sup>	738	5.68 x 10 <sup>-8</sup>
Potencjał zubożenia ozonu	Ekwiwalent kg CFC-11	8.3 x 10 <sup>7</sup>		0		0
Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu	Ekwiwalent kg etylenu	8.2 x 10 <sup>9</sup>	5738	6.99 x 10 <sup>-7</sup>	2088	2.55 x 10 <sup>-7</sup>
Zubożenie abiotyczne	Ekwiwalent kg Sb	1.9 x 10 <sup>10</sup>	6199	3.26 x 10 <sup>-7</sup>	4393	2.31 x 10 <sup>-7</sup>
Energia	TJ	6.1 x 10 <sup>13</sup>	18.2	2.98 x 10 <sup>-13</sup>	11.5	1.89 x 10 <sup>-13</sup>
Odpady	kg	5.4 x 10 <sup>11</sup>	15700	2.91 x 10 <sup>-8</sup>	5000	9.26 x 10 <sup>-9</sup>

Załącznik 14, Tabela 15: Warianty procesu drukowania w porównaniu do europejskich wielkości całkowitych



Załącznik 14, rysunek 3: Porównanie dwóch wariantów z europejskimi wielkościami całkowitymi dla problemów środowiskowych

Można zauważyć z załącznika 14, rysunek 3, że potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu (POCP) jest problemem, gdzie alternatywy mają największy wpływ na europejskie wielkości całkowite.

Użytkownicy i decydenci muszą zrozumieć, że zaufanie do tych europejskich wielkości całkowitych jest najsłabszą częścią tej metodologii i ten etap oceny powinien być używany z dużą ostrożnością.

### Uwagi

- 1) Europejskie wielkości całkowite dla toksyczności dla ludzi i toksyczności w środowisku wodnym nie zostały jeszcze opracowane.
- 2) Niepewności otaczające te europejskie wielkości całkowite, są bardzo duże. Jest to prawdopodobnie najsłabsza część metodologii z powodu niepewności, które otaczają wspomniane wielkości. Intencją, która przewijała się przez cały dokument, jest podkreślenie, że istnieje potrzeba podjęcia decyzji najwcześniej jak to możliwe.
- 3) W czasie trwania europejskiego rozszerzenia, wielkości (cyfry) będą się zmieniać. Nie jest jasne, jak aktualizacje tych liczb będą zarządzane.

## Skumulowane zapotrzebowanie na energię

Lista skumulowanego zapotrzebowania na energię (CED), przykłady

Produkt lub usługa	Jednostki	CED MJ na jednostkę	Odnośnik
<b>Energia wtórna</b>			
Elektryczność z sieci publicznej (EU-15)	1 MWh	789	ifeu
Elektryczność z elektrowni węglowych	1 MWh	665	ifeu
Elektryczność z elektrowni gazowych	1 MWh	560	ifeu
Elektryczność z elektrowni nuklearnych	1 MWh	901	ifeu
Elektryczność z hydroelektrowni	1 MWh	280	ifeu
Para ze spalania węgla	1 MWh	344	ifeu
Para ze spalania gazu	1 MWh	349	ifeu
<b>Paliwa, zasoby energii pierwotnej</b>			
Olej mineralny (surowy)	1 kg	42.6	TREMOD
Olej napędowy	1 kg	42.8	TREMOD
Lekki olej opałowy	1 kg	42.8	TREMOD
Ciężki olej opałowy	1 kg	40.4	TREMOD
Gaz ziemny (surowy)	1 m <sup>3</sup>	34	ECOINVENT
Gaz ziemny (oczyszczony)	1 m <sup>3</sup>	40.3	GEMIS
Węgiel (średnie wejście mieszanka Europa)	1 kg	29.1	ifeu
Węgiel (Niemcy, UK)	1 kg	29.8	ifeu
Węgiel (Afryka Południowa, Australia)	1 kg	26.6	ifeu
Węgiel brunatny (Niemcy)	1 kg	9.1	ifeu
Wióry drzewne	1 kg	8.9	ifeu
Olej rzepakowy	1 kg	9.3	ifeu
<b>Chemikalia, środki pomocnicze</b>			
Wapień, ziemia	1 kg	0.053	Patyk
Wapno gaszone	1 kg	4.18	Patyk
Wodorotlenek sodu	1 kg	19.9	APME
Amoniak	1 kg	36	Patyk
Metanol	1 kg	42.9	ifeu
Etanol	1 kg	56	ifeu
Aceton	1 kg	64.3	APME
Glikol	1 kg	64.8	ifeu
Benzen	1 Kg	61.9	APME
Toluen	1 kg	66.2	APME
<b>Metale i materiały budowlane</b>			
Żelazo	1 kg	14.4	GEMIS
Stal	1 kg	16.3	FFE
Aluminium, pierwotne	1 kg	196	GEMIS
Aluminium, wtórne	1 kg	25.8	GEMIS
Miedź	1 kg	53	GEMIS
Cynk	1 kg	70.6	GEMIS
Cement	1 kg	4.29	FFE
Beton	1 kg	0.66	FFE
<b>Plastiki</b>			
Polietylen (HDPE)	1 kg	65.3	APME
Polypropylene	1 kg	71.6	APME
PVC	1 kg	54	APME
PET	1 kg	71.7	APME
<b>Usługi</b>			
Transport ciężarówkami (TIR) (załadowane do pełna)	1 t/km	0.81	TREMOD
Transport ciężarówkami (załadowane do pełna)	1 t/km	1.44	TREMOD
Spalanie odpadów niebezpiecznych (wartość niskokaloryczna)	1 kg	5	ifeu
Utylizacja szkodliwych odpadów na składowiskach	1 kg	0.22	ifeu

Produkt lub usługa	Jednostki	CED MJ na jednostkę	Oдноśnik
Utylizacja odpadów obojętnych na składowiskach odpadów	1 kg	0.056	ifeu

**Załącznik 14. Tabela 16.**  
**[34, Fehrenbach H, 2002]**

Uwaga: CED jest koncepcją, która agreguje zużycie energii w procesie, w tym energię zużytą bezpośrednio w procesie (pierwotne zużycie energii) oraz energię zużytą w produkcji surowców do procesu. Może to być użyte do wskazania skutków dla środowiska procesu związanego z globalnym ociepleniem i zakwaszeniem. CED działa, jako substytut dla obciążenia środowiska przez produkt. Definicją podaną w dokumencie Deutscher Verein Ingenieure 4600 „Skumulowane zapotrzebowanie na energię - pojęcia, definicje, metody obliczania [16, VDI, 1997]” jest: „Skumulowane zapotrzebowanie na energię (CED) określa sumę energii pierwotnej, która jest wydatkowana na produkcję, bezpośrednio lub przyczynowo, w zakresie wykorzystania i usuwania pozycji gospodarczej (towarów i usług)”.

### Źródła

APME – Stowarzyszenie Europejskich Przetwórców Tworzyw Sztucznych: Ecoprofiles (Ekoprofile) kilku tworzyw sztucznych:  
[http://www.apme.org/media/public\\_documents/20011009\\_164930/lca\\_summary.htm](http://www.apme.org/media/public_documents/20011009_164930/lca_summary.htm)

ECOINVENT – Szwajcarskie Centrum Wykazów Cyklów Życiowych, wspólna inicjatywa domeny ETH i Szwajcarskiego Biura Federalnego. <http://www.ecoinvent.ch/en/>

FFE – Forschungsstelle für Energiewirtschaft: <http://www.ffe.de/index3.htm>

GEMIS – Gesamtemissionsmodell integrierter Systeme: <http://www.oeko.de/service/gemis/>  
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg: Aktualizowalne i ogólne dane z Wykazu dla systemów energetycznych, wypracowane przez oryginalne szczegółowe dane i literaturę (ECOINVENT, GEMIS, TREMOD, APME)

Patyk et al.: Düngemittel - Energie- und Stoffstrombilanzen; Vieweg-Verlag Umweltwissenschaften; Braunschweig 1997

TREMOD - Model Oceny Emisji Transportu, narzędzie (oprogramowanie) opracowane przez IFEU-Institut Federalnej Agencji ds. Środowiska, kilka krajowych ministerstw, Stowarzyszenie Niemieckiego Przemysłu Motoryzacyjnego, Stowarzyszenie Niemieckiego Przemysłu Naftowego.

Oekopol 2000 – Wyciąg z bazy danych dla poszczególnych sektorów Oekopol.

## Potencjały zubożenia abiotycznego

Tabela i tekst poniżej są podane w całości za „Część 2b wskaźnika w sprawie oceny środowiskowego cyklu życia” Uniwersytet Leiden [15, Guinée, 2001] (strona 51).

<http://www.leidenuniv.nl/cml/lca2/index.html>

### Czynniki ADP dla scharakteryzowania zasobów abiotycznych w oparciu o rezerwy ostateczne i stopy ekstrakcji.

Zasób naturalny	Numer-Cas	ADP (w kg antymonu ekw./kg)
aktyn (Ac)	7440-34-8	6.33E+13
aluminium (Al)	7429-90-0	1.00E-08
antymon (Sb)	7440-36-0	1
argon (Ar)	7440-37-1	4.71E-07
arsen (As)	7440-38-2	0.00917
bar (Ba)	7440-39-3	1.06E-10
beryl (Be)	7440-41-7	3.19E-05
bismut (Bi)	7440-69-9	0.0731
bor (B)	7440-42-8	0.00467
brom (Br)	7726-95-6	0.00667
kadm (Cd)	7440-43-9	0.33
wapń (Ca)	7440-70-2	7.08E-10
cer (Ce)	7440-45-1	5.32E-09
cez (Cs)	7440-46-2	1.91E-05
chlor (Cl)	7782-50-5	4.86E-08
chrom (Cr)	7440-47-0	0.000858
kobalt (Co)	7440-48-4	2.62E-05
miedź (Cu)	7440-50-8	0.00194
dysprosium (Dy)	7429-91-6	2.13E-06
erb (Er)	7440-52-0	2.44E-06
europ (Eu)	7440-53-1	1.33E-05
fluor (F)	7782-41-4	2.96E-06
gadolin (Gd)	7440-54-2	6.57E-07
gal (Ga)	7440-55-3	1.03E-07
german (Ge)	7440-56-4	1.47E-06
złoto (Au)	7440-57-5	89.5
hafn (Hf)	7440-58-0	8.67E-07
hel (He)	7440-59-7	148
holm (Ho)	7440-60-0	1.33E-05
ind (In)	7440-74-6	0.00903
jod (I)	7553-56-2	0.0427
iryd (Ir)	7439-88-5	32.3
żelazo (Fe)	7439-89-0	8.43E-08
krypton (Kr)	7439-90-9	20.9
lantan (La)	7439-91-0	2.13E-08
ołów (Pb)	7439-92-1	0.0135
lit (Li)	7439-93-2	9.23E-06
lutet (Lu)	7439-94-3	7.66E-05
magnez (Mg)	7439-95-4	3.73E-09
mangan (Mn)	7439-96-5	1.38E-05
rteć (Hg)	7439-97-0	0.495
molibden (Mo)	7439-98-7	0.0317
neodym (Nd)	7440-00-0	1.94E-17
neon (Ne)	7440-01-9	0.325
nikiel (Ni)	7440-02-0	0.000108
niob (Nb)	7440-03-1	2.31E-05
osm (Os)	7440-04-2	14.4
pallad (Pd)	7440-05-3	0.323

Zasób naturalny	Numer-Cas	ADP (w kg antymonu ekw./kg)
fosfor (P)	7723-14-0	8.44E-05
platyna (Pt)	7440-06-4	1.29
polon (Po)	7440-08-6	4.79E+14
potas (K)	7440-09-7	3.13E-08
prazeodym (Pr)	7440-10-0	2.85E-07
protaktyn (Pa)	-	9.77E+06
rad (Ra)	7440-14-4	2.36E+07
radon (Rn)	-	1.20E+20
ren (Re)	7440-15-5	0.766
rod (Rh)	7440-16-6	32.3
rubid (Rb)	7440-17-7	2.36E-09
ruten (Ru)	7440-18-8	32.3
samar (Sm)	7440-19-9	5.32E-07
skand (Sc)	7440-20-2	3.96E-08
selen (Se)	7782-49-2	0.475
krzem (Si)	7440-21-3	2.99E-11
srebro (Ag)	7440-22-4	1.84
sód (Na)	7440-23-5	8.24E-11
stront (Sr)	7440-24-6	1.12E-06
siarka (S)	7704-34-9	0.000358
tantal (Ta)	7440-25-7	6.77E-05
tellur (Te)	13494-80-9	52.8
Tb (Tb)	7440-27-9	2.36E-05
tal (Tl)	7440-28-0	5.05E-05
tor (Th)	7440-29-1	2.08E-07
tul (Tm)	7440-30-4	8.31E-05
cyna (Sn)	7440-31-5	0.033
tytan (Ti)	7440-32-8	4.40E-08
wolfram (W)	7440-33-7	0.0117
uran (U)	7440-61-1	0.00287
wanad (V)	7440-62-2	1.16E-06
ksenon (Xe)	7440-63-3	17500
iterb (Yb)	7440-64-4	2.13E-06
itr (Y)	7440-65-5	3.34E-07
cynk (Zn)	7440-66-6	0.000992
cyrkon (Zr)	7440-07-7	1.86E-05
ropa naftowa	8012-95-1	0.0201
gaz ziemny <sup>a</sup>	nvt	0.0187
węgiel kamienny	nvt	0.0134
Węgiel miękki (soft coal)	nvt	0.00671
energia z paliw kopalnych <sup>b</sup>	nvt	4.81E-04
<sup>a</sup> W kg antymonu/m <sup>3</sup> gaz ziemny		
<sup>b</sup> W kg antymonu/MJ energia z paliw kopalnych		

**Załącznik 14. Tabela 17**  
**[15, Guinée, 2001]**

## Załącznik 15 - Przykład redukcji NO<sub>x</sub> w spalarni odpadów komunalnych

### Wprowadzenie

Jako drugi przykład ilustrujący zastosowania metodologii opisanych w niniejszym dokumencie, należy rozważyć alternatywne sposoby kontroli emisji tlenków azotu (NO<sub>x</sub>) w łożu fluidalnym spalarni odpadów komunalnych [56, Dutton, 2003]. Przykład jest oparty na nowym zakładzie, ale może również mieć zastosowanie do modyfikacji istniejących procesów. Ze względu na prostotę i dostępność danych, przykład ten odnosi się do poszczególnych instalacji, co nie oznacza, że metody są głównie przeznaczone do stosowania na poziomie lokalnym. Na poziomie BREF sektora, występuje komplikacja jak zdefiniować reprezentatywny przypadek bazowy.

Dane są oparte na rzeczywistej sytuacji i tam gdzie przyjęto założenia, są one zadeklarowane w tekście. Niektóre dane zostały uproszczone dla wyjaśnienia procedur. Ważne jest, aby pamiętać, że celem przykładu jest zilustrowanie metodologii gospodarczej i tej dotyczącej skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska, a nie określenie, które technologie spalania / ograniczania stanowią BAT.

### Zastosowanie wytycznych 1. - Zakres i identyfikacja wariantów

Inne działania w instalacji, tj. inne niż redukcja NO<sub>x</sub> (np. postępowanie z odpadami, piec do obróbki wstępnej, inny sprzęt redukujący lub postępowanie z popiołem), powodują taki sam wpływ na środowisko dla wszystkich trzech wariantów i dla uproszczenia zostały wyłączone z zakresu oceny. Zakłada się, że właściwości popiołu spalarni są niezmienione przez żaden z wariantów redukcji. Prezentowane są tylko te emisje, które różnią się między wariantami. Dodatkowo zużywane są jedynie energia i amoniak. Efektywność wykorzystania amoniaku jest reprezentowana przez stopień „przepuszczania”, czyli tę część, która jest uwalniana nieprzereagowana i jest to brane pod uwagę, jako emisja zanieczyszczeń do powietrza. Niemniej w granicach systemu nie odniesiono się do skutków produkcji amoniaku, a przeprowadzenie oceny nie jest uważane za niezbędne.

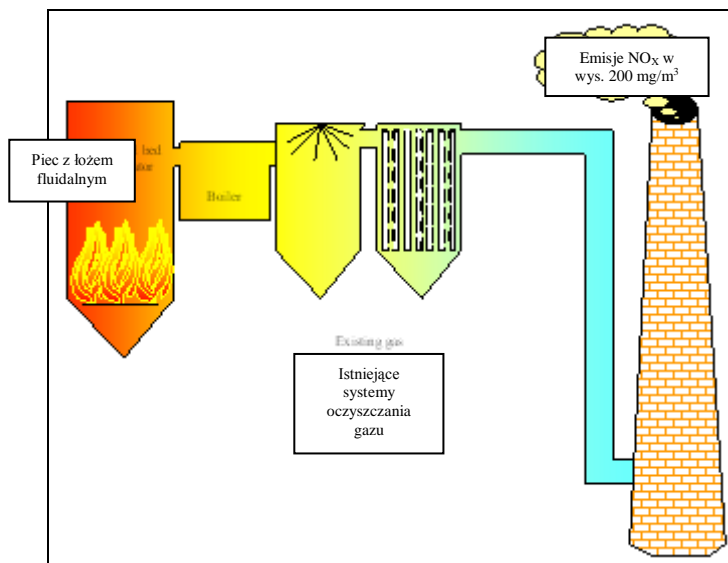
Piec z łożem fluidyzacyjnym osiąga zwykle poziom emisji NO<sub>x</sub> około 200 mg/Nm<sup>3</sup>, ale możliwa jest dalsza kontrola emisji NO<sub>x</sub>, przez dodanie środków ograniczających. Należy zauważyć, że spalarnia będzie przedmiotem wymagań Dyrektywy w sprawie spalania odpadów (WID), która określa 200 mg/Nm<sup>3</sup>, jako maksymalną dopuszczalną wartość emisji NO<sub>x</sub> (ELV) dla tego typu zakładu. W przykładzie, dodatkowe warianty ograniczające dla redukcji Nox, są rozpatrywane w stosunku do przypadku bazowego.

Spalarnia przetwarza 100.000 ton odpadów komunalnych rocznie i jest już wyposażona w półsuchy sprzęt do ograniczania emisji kwaśnego gazu. Poniżej opisane są trzy warianty wraz z wyjaśnieniem stosowanych technik oraz przy użyciu tych samych granic systemu:



### **Wariant 1 – Przypadek bazowy**

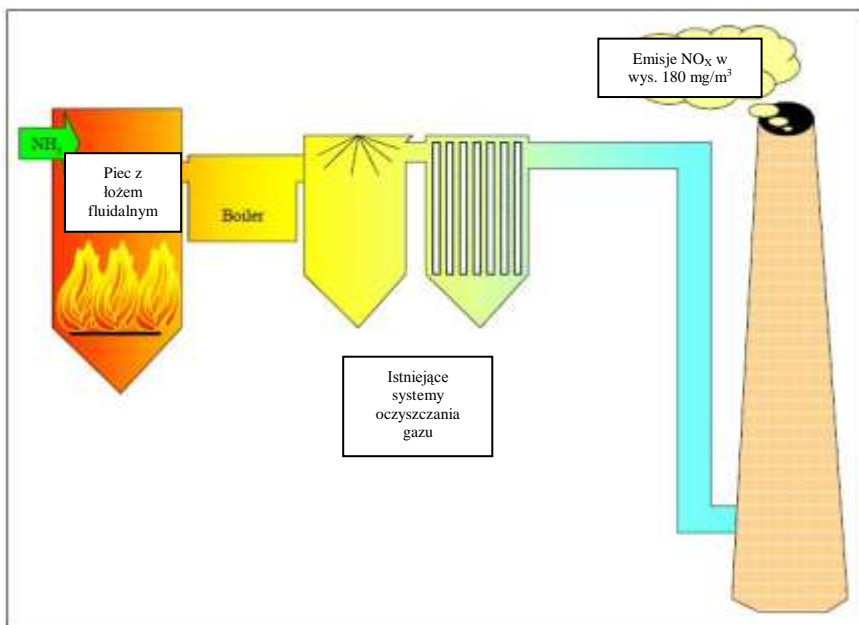
Opcja ta, to piec z łóżem fluidalnym, bez żadnego dodatkowego ograniczania emisji NO<sub>x</sub>.



**Wersja 1 – Przypadek bazowy**

### **Wersja 2 - Selektynna redukcja niekatalityczna (wtrysk amoniaku)**

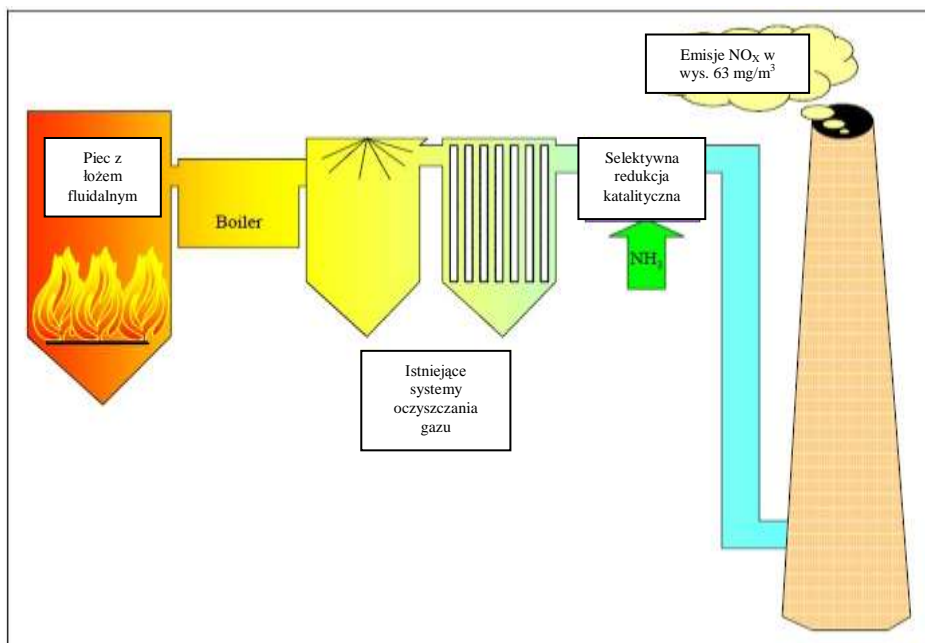
Dodatkowe ograniczenie może być zrealizowane poprzez wtrysk amoniaku do pieca. W porównaniu z przypadkiem bazowym, ten wariant redukcji zwykle zmniejsza stężenie NO<sub>x</sub> w emisji o 10%.



**Wariant 2 – Selektynna redukcja niekatalityczna (wtrysk amoniaku)**

**Wariant 3 - Selektyna redukcja katalityczna (z wtryskiem amoniaku)**

Technika ta polega na selektywnej redukcji katalitycznej, odbywającej się po istniejących systemach oczyszczania gazów. Technika ta obejmuje również wtrysk amoniaku, ale na etapie selektywnej redukcji katalitycznej zamiast do pieca. Warstwa katalizatora zmienia NO<sub>x</sub> w azot (N<sub>2</sub>). Opcja ta zapewnia zmniejszenie NO<sub>x</sub> o 68,5% w porównaniu z przypadkiem bazowym (58,5% w porównaniu do wariantu 2).



**Wariant 3 - Selektyna redukcja katalityczna (z wtryskiem amoniaku)**

Z tej podstawowej informacji, można zauważyć, że warianty 2 i 3 są bardziej kosztowne niż przypadek bazowy, wymagają także dodatkowej energii i surowców (amoniak).

**Zastosowanie wytycznych 2 - Wykaz emisji i zużytej energii**

Emisje	Wariant 1			Wariant 2			Wariant 3		
	mg/m <sup>3</sup>	g/s	t/rok	mg/m <sup>3</sup>	g/s	t/rok	mg/m <sup>3</sup>	g/s	t/rok
NO <sub>2</sub>	200	19	591	180	17	532	63	6	186
N <sub>2</sub> O	5	0.5	1.4	10	0.9	2.7	10	0.9	2.7
NH <sub>3</sub>	0	0	0	2	0.2	0.56	3	0.3	0.84

Zużyta energia	Wariant 1			Wariant 2			Wariant 3		
	MWh/rok	GJ/rok	TJ/rok	MWh/rok	GJ/rok	TJ/rok	MWh/rok	GJ/rok	TJ/rok
Energia i ciepło	0	0	0	40	144	0.14	4600	16560	16.56

**Załącznik 15, Tabela 1**

Dla tego przykładu, dane dotyczące energii przedstawiono w MWh / rok, które przekształcono w GJ / rok przy zastosowaniu współczynnika konwersji 3.6 (1 TJ = 1000 GJ).

**Wniosek** - Wariant 3 wskazuje wyraźnie lepsze ograniczenie NO<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub> + N<sub>2</sub>O). Jednak ocena będzie posunięta dalej, ponieważ: (a) jest wzrost emisji amoniaku, oraz (b) pozostaje obawa, że wariant 3 jest zbyt kosztowny, dlatego na tym etapie wciąż nie jest jasne, który wariant jest najlepszy.

## Zastosowanie wytycznej 3 - Obliczanie skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

**Uproszczenie** - Jako uproszczenie w tym przykładzie, dokonano szybkiej oceny, na które problemy środowiskowe, będą miały wpływ emisje NO<sub>2</sub> i NH<sub>3</sub>. Te problemy środowiskowe, których to nie dotyczy (lub są niewielkie) mogą szybko zostać pominięte w ocenie.

Problem środowiskowy	Znaczenie	Zanieczyszczenia
<b>Toksyczność dla człowieka</b>	Istotny	NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub>
<b>Globalne ocieplenie</b>	Istotny	N <sub>2</sub> O
Toksyczność w środowisku wodnym	Nie istotny	Brak emisji do wody
<b>Zakwaszenie</b>	Istotny	NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub>
<b>Eutrofizacja</b>	Istotny	NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub>
Zubożenie ozonu	Nie istotny	Brak emisji substancji zubażających ozon
<b>Fotochemiczne tworzenie ozonu</b>	Istotny	NO <sub>2</sub>

Załącznik 15, Tabela 2

Mimo że w tym dokumencie, mnożniki zazwyczaj odnoszą się do kg, to dla uproszczenia analizy będą prowadzone w tonach (do konwersji na kg, należy pomnożyć przez 103). Wyjątek stanowi toksyczność dla człowieka, dla której konieczne jest wyrażenie emisji w kg, tak by były one zgodne ze wzorem do obliczenia progu toksyczności.

### Toksyczność dla człowieka

Potencjały toksyczności dla człowieka obliczono w następujący sposób (m<sup>3</sup> powietrza, które teoretycznie byłoby zanieczyszczone do jego progu toksyczności):

	Próg toksyczności (µg/m <sup>3</sup> )	Wariant 1		Wariant 2		Wariant 3	
		Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał toksyczności dla człowieka (m <sup>3</sup> )	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał toksyczności dla człowieka (m <sup>3</sup> )	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał toksyczności dla człowieka (m <sup>3</sup> )
NO <sub>2</sub>	40	591	1.48x10 <sup>13</sup>	532	1.33x10 <sup>13</sup>	186	0.46x10 <sup>13</sup>
NH <sub>3</sub>	180	0	0	0.56	3.11x10 <sup>9</sup>	0.84	4.67x10 <sup>9</sup>
<b>Całkowity potencjał toksyczności dla człowieka (m<sup>3</sup>)</b>			<b>1.48x10<sup>13</sup></b>		<b>1.33x10<sup>13</sup></b>		<b>0.46x10<sup>13</sup></b>
Uwaga: Masa uwolnionego zanieczyszczenia została poddana konwersji do kg przed obliczaniem potencjału toksyczności dla człowieka. Na podstawie tych wyników, wariant 3 jest preferowanym rozwiązaniem, ponieważ ma mniejszy potencjał toksyczności dla człowieka.							

Załącznik 15, Tabela 3

## Globalne ocieplenie

Globalne ocieplenie w tonach ekwiwalentu CO<sub>2</sub> uwolnionego rocznie, obliczono w następujący sposób:

	Potencjał globalnego ocieplenia (kg CO <sub>2</sub> )	Wariant 1		Wariant 2		Wariant 3	
		Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał globalnego ocieplenia ('000 kg CO <sub>2</sub> )	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał globalnego ocieplenia ('000 kg CO <sub>2</sub> )	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał globalnego ocieplenia ('000 kg CO <sub>2</sub> )
N <sub>2</sub> O	296	1.4	414.4	2.7	799.2	2.7	799.2
<b>Całkowity GWP ('000 kg CO<sub>2</sub>)</b>			<b>414.4</b>		<b>799.2</b>		<b>799.2</b>
<b>Na podstawie tych wyników, wariant 1 jest preferowanym rozwiązaniem, gdyż ma mniejszy GWP.</b>							

Załącznik 15, Tabela 4

## Toksyczność w środowisku wodnym

Dla trzech wariantów rozważanych w tym przykładzie, nie ma różnic w uwolnieniach do wody, nie ma, więc potrzeby oceny toksyczności w środowisku wodnym.

## Zakwaszenie

Potencjały zakwaszenia zostały obliczone, jako ekwiwalent dwutlenku siarki w tonach rocznie, w następujący sposób:

	Potencjał zakwaszenia (ekwiwalent w kg SO <sub>2</sub> )	Wariant 1		Wariant 2		Wariant 3	
		Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał zakwaszenia ('000 kg SO <sub>2</sub> )	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał zakwaszenia ('000 kg SO <sub>2</sub> )	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał zakwaszenia ('000 kg SO <sub>2</sub> )
NH <sub>3</sub>	1.6	0	0	0.56	0.9	0.84	1.34
NO <sub>2</sub>	0.5	591	295.5	532	266	186	93
<b>Całkowity potencjał zakwaszenia</b>			<b>295.5</b>		<b>266.9</b>		<b>94.34</b>
<b>Na podstawie tych wyników wariant 3 jest preferowanym rozwiązaniem, ponieważ ma najmniejszy efekt zakwaszenia.</b>							

Załącznik 15, Tabela 5

## Eutrofizacja

Potencjał eutrofizacji jest wyrażony, jako równowartość emisji jonów fosforanowych w tonach rocznie. Obliczono to w następujący sposób:

	Potencjał eutrofizacji (kg ekwiwalentów jonu fosforanowego)	Wariant 1		Wariant 2		Wariant 3	
		Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał eutrofizacji ('000 kg ekwiwalentów jonu fosforanowego)	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał eutrofizacji ('000 kg ekwiwalentów jonu fosforanowego)	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał eutrofizacji ('000 kg ekwiwalentów jonu fosforanowego)
NH <sub>3</sub>	0.35	0	0	0.56	0.2	0.84	0.29
NO <sub>2</sub>	0.13	591	76.83	532	69.16	186	24.18
<b>Całkowity potencjał eutrofizacji</b>			<b>76.83</b>		<b>69.36</b>		<b>24.47</b>
<b>Ekwiwalentu '000 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>							
<b>Na podstawie tych wyników, wariant 3 jest rozwiązaniem preferowanym.</b>							

Załącznik 15, Tabela 6

## Potencjał zubożenia ozonu

W tym przykładzie nie ma istotnych emisji substancji zubażających ozon.

## Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu

Potencjały Fotochemicznego tworzenia ozonu, są wyrażone jako ekwiwalenty etylenu w tonach rocznie. Obliczono je w następujący sposób:

	Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu (POCP) (ekwiwalent etylenu w kg)	Wariant 1		Wariant 2		Wariant 3	
		Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu ('000 kg ekwiwalentu etylenu)	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu ('000 kg ekwiwalentu etylenu)	Masa uwolnionego zanieczyszczenia ('000 kg)	Potencjał fotochemicznego tworzenia ozonu ('000 kg ekwiwalentu etylenu)
NO <sub>2</sub>	0.028	591	16.55	532	14.9	186	5.21
<b>Całkowity POCP ('000kg ekwiwalentu etylenu)</b>			<b>16.55</b>		<b>14.9</b>		<b>5.21</b>
<b>Na podstawie tych wyników, wariant 3 jest preferowanym rozwiązaniem.</b>							

Załącznik 15, Tabela 7

## Zastosowanie wytycznych 4 - Interpretacja konfliktów skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

### Proste porównanie problemów środowiskowych

Korzystając z informacji zebranych z tego przykładu, można stworzyć następujące proste porównanie.

Skutek dla środowiska	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
Energia	1	2	3
Odpady	Nie oceniony	Nie oceniony	Nie oceniony
Toksyczność dla człowieka	3	2	1
Globalne ocieplenie	1	2	2
Toksyczność w środowisku wodnym	Nie oceniony	Nie oceniony	Nie oceniony
Zakwaszenie	3	2	1
Eutrofizacja	3	2	1
Zubożenie ozonu	Nie oceniony	Nie oceniony	Nie oceniony
Fotochemiczne tworzenie ozonu	3	2	1

#### Klucz kolorów

1 Opcja preferowana
2 Średnia efektywność
3 Najniższa efektywność

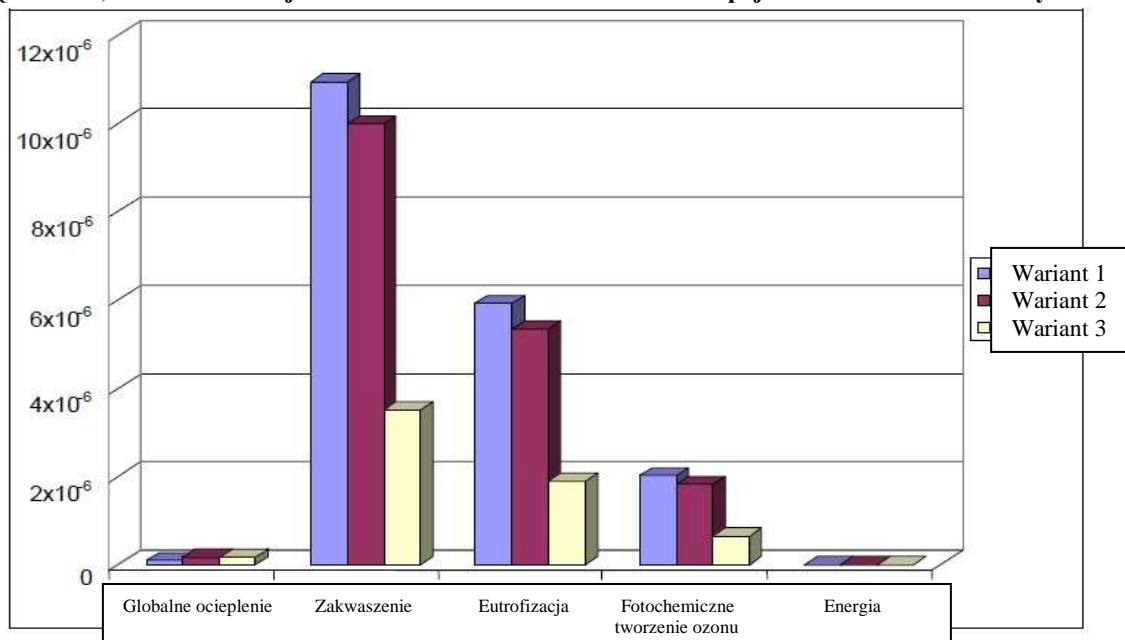
**Wariant 3 jest najlepszym wyborem dla większości problemów środowiskowych, ale ma najniższą efektywność zużycia energii.**

### Normalizacja europejskich wielkości całkowitych

Wykorzystując dane obliczone dla tego przykładu, można stworzyć porównanie emisji w stosunku do emisji całkowitych na poziomie europejskim. (Uwaga: dla tej części oceny wszystkie emisje zostały przeliczone z ton na kg.) Poniższy wykres przedstawia wyniki w postaci graficznej, które pokazują, że wariant 3 wydaje się mieć najmniejszy ogólny wpływ na środowisko, w czasie rozważania pięciu różnych problemów, zaznaczając, że odpady, toksyczność w środowisku wodnym i potencjał zubożenia ozonu nie są ujęte na rysunku.

Efekt	Wariant 1		Wariant 2		Wariant 3	
	Ogółem	% europejskich wielkości całkowitych	Ogółem	% europejskich wielkości całkowitych	Ogółem	% europejskich wielkości całkowitych
Energia (TJ)	0	0	0.144	$0.023 \times 10^{-13}$	16.56	$2.715 \times 10^{-13}$
Odpady	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono
Potencjał toksyczności dla człowieka ( $m^3$ powietrza)	$1.48 \times 10^{13}$	?	$1.33 \times 10^{13}$	?	$0.46 \times 10^{13}$	?
GWP (ekw. kg CO <sub>2</sub> )	$414.4 \times 10^3$	$0.09 \times 10^{-6}$	$799.2 \times 10^3$	$0.17 \times 10^{-6}$	$799.2 \times 10^3$	$0.17 \times 10^{-6}$
Potencjał toksyczności w środowisku wodnym ( $m^3$ wody)	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono
Potencjał zakwaszenia (ekw. kg SO <sub>2</sub> )	$295.5 \times 10^3$	$10.94 \times 10^{-6}$	$266.9 \times 10^3$	$9.89 \times 10^{-6}$	$94.34 \times 10^3$	$3.49 \times 10^{-6}$
Eutrofizacji (ekw. kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	$76.83 \times 10^3$	$5.91 \times 10^{-6}$	$69.36 \times 10^3$	$5.34 \times 10^{-6}$	$24.47 \times 10^3$	$1.88 \times 10^{-6}$
Potencjał zubożenia ozonu (ekw. CFC-11)	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono	Nie oceniono
POCP (ekw. kg etylenu)	$16.55 \times 10^3$	$2.02 \times 10^{-6}$	$14.9 \times 10^3$	$1.82 \times 10^{-6}$	$5.21 \times 10^3$	$0.64 \times 10^{-6}$

Załącznik 15, Tabela 8: Emisje znormalizowane w stosunku do europejskich wielkości całkowitych



Trzy warianty wyrażone jako procent europejskich wielkości całkowitych

Badania kontrolne lokalnych skutków dla środowiska



W tym przykładzie, emisje są analizowane w celu określenia, które emisje mogą wymagać dalszej oceny w sytuacji lokalnej. Wykorzystując powyższe czynniki rozcieńczenia (1:100000 dla emisji do powietrza), obliczono następujące rozproszone stężenia dla trzech wariantów.

	Wariant 1		Wariant 2		Wariant 3	
	Emisja (mg/m <sup>3</sup> )	Koncentracja rozproszona (mg/m <sup>3</sup> )	Emisja (mg/m <sup>3</sup> )	Koncentracja rozproszona (mg/m <sup>3</sup> )	Emisja (mg/m <sup>3</sup> )	Koncentracja rozproszona (mg/m <sup>3</sup> )
NO <sub>2</sub>	200	0.002	180	0.00180	63	0.00063
NH <sub>3</sub>	0	0.000	2	0.00002	3	0.00003

Załącznik 15, Tabela 9

Środowiskowe normy jakości (EQS) dla NO<sub>2</sub> i NH<sub>3</sub> są wyrażone w µg/m<sup>3</sup>, tak więc konieczna jest konwersja tych koncentracji rozproszonych przed ich wyrażeniem w procentach EQS.

Substancja	EQS (µg/m <sup>3</sup> )	Koncentracje rozproszone w % EQS		
		Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
NO <sub>2</sub>	40	5 %	4.500 %	1.500 %
NH <sub>3</sub>	180	-	0.011 %	0.016 %

Załącznik 15, Tabela 10

W tym zakresie tylko emisje NO<sub>2</sub> są istotne i dlatego mogą potrzebować bardziej szczegółowej oceny w sytuacji lokalnej.

### Wnioski na temat skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska

W ocenie efektów środowiskowych z trzech rozważanych wariantów w tym przykładzie, wariant 3 wydaje się być preferowany dla zakwaszenia, eutrofizacji i fotochemicznego tworzenia ozonu. Wariant 1 byłby preferowany dla potencjału globalnego ocieplenia i energii. Porównując wartości z europejskim wielkościami całkowitymi, te dwa ostatnie problemy wydają się mniej istotne, a więc mogą mieć mniejszą wagę w ocenie całościowej. Przez rozplanowanie oceny w taki sposób, można wspomóc ocenę ekspertów przy podejmowaniu decyzji trade-off (kompromis).

### Metodologia kosztowa

Poniżej przedstawiono koszty kapitałowe i eksploatacyjne dla tego przykładu. Wariant 1 jest traktowany, jako przypadek bazowy. Koszty są przedstawione, jako dodatkowe do przypadku bazowego. Koszty eksploatacji przyjęto, jako stałe przez cały rok.

Koszty (000 EUR)	Wariant 1	Wariant 2	Wariant 3
Całkowity koszt inwestycyjny (000 EUR)	-	185	1475
Całkowity koszt eksploatacyjny (000 EUR)/rok	-	188	670

Załącznik 15, Tabela 11

Koszty te są wykorzystane tutaj do zilustrowania metodologii, byłoby korzystniej, gdyby więcej informacji było dostępnych, aby umożliwić poddanie informacji audytowi i zatwierdzeniu.

Poczyniono pewne założenia w zakresie oceny kosztów. Po pierwsze, koszt energii elektrycznej jest oparty o cenę sprzedaży dla zaopatrzenia odbiorców indywidualnych (tj. nie cenę zakupu). Po drugie, koszty obejmują wymiany sprzętu na przestrzeni 25 lat, a dla wariantu 3 wymianę katalizatora co trzy lata.

Koszty są podzielone pomiędzy kosztami inwestycyjnymi i kosztami eksploatacyjnymi.

Koszty inwestycyjne mogą być dodatkowo dzielone między koszty instalacji (projektowanie, koszt ziemi, sprzętowanie, przygotowanie terenu, budynki, maszyny, opłaty wykonawcy, testowanie / uruchamianie), koszty urządzeń do kontroli zanieczyszczeń (podstawowe urządzenia kontrolne, urządzenia pomocnicze, oprzyrządowanie, transport na miejsce, zmiany dla istniejących urządzeń) i inne koszty (nieprzewidziane).

Koszty eksploatacji są dzielone między koszty energii (elektrycznej, ropy naftowej, gazu ziemnego, paliwa stałego), koszty materiałów i usług (części zamienne, substancje chemiczne, usługi środowiskowe), robocizna (pracowników, szkolenia pracowników), koszty stałe (ubezpieczenia, opłaty licencyjne, zasady postępowania, inne koszty ogólne), oszczędności kosztów lub dochody oraz koszty późniejsze.

Ze względu na ograniczone informacje dla tego przykładu, możliwe było jedynie obliczenie całkowitych rocznych kosztów.

Koszty roczne są przedstawione, jako dodatkowe do przypadku bazowego (wariant 1). Przyjęte założenia dla tej części, to 25 lat żywotności ekonomicznej dla zakładu (w oparciu o wymianę pieca) i 6% stopy dyskontowej (na jej podstawie, będąc sektorem niskiego ryzyka przy niskim koszcie kapitału).

Ekwiwalentne roczne koszty są obliczane za pomocą równania:

$$\text{Całkowite koszty roczne} = \left[ C_0 \frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \right] + OC$$

Gdzie:

$C_0$  = koszty inwestycyjne w roku 0 (rok bazowy)  
 $r$  = stopa dyskontowa w okresie (rok)  
 $n$  = szacowany czas żywotności ekonomicznej sprzętu w latach  
 $OC$  = całkowite koszty eksploatacyjne.

Tym samym,

$$\text{Całkowity koszt roczny (Wariant 2)} = 185 \times \left[ \frac{0.06 \times (1+0.06)^{25}}{(1+0.06)^{25} - 1} \right] + 188 = 202 \text{ (EUR '000)}$$

$$\text{Całkowity koszt roczny (Wariant 3)} = 1475 \times \left[ \frac{0.06 \times (1+0.06)^{25}}{(1+0.06)^{25} - 1} \right] + 670 = 785 \text{ (EUR '000)}$$

Całkowite roczne koszty, w uzupełnieniu rocznych kosztów dla wariantu 1 to:

Wariant 2 = 202000 EUR  
Wariant 3 = 785000 EUR

Byłoby idealnie, gdyby udostępnionych było więcej informacji dla oceny i zatwierdzenia tych kosztów, ale niestety nie ma więcej dostępnych szczegółów.

W tym przykładzie, wszystkie koszty mogą być przypisane do ochrony środowiska, jako że wyłącznym celem technik jest zmniejszenie emisji NO<sub>x</sub>.

### Ocena alternatyw

W tym przypadku, tylko NO<sub>x</sub> jest rozważany w celu uproszczenia oceny. Dlatego opłacalność może być oceniona na podstawie kosztów na tonę redukcji NO<sub>x</sub>. W porównaniu z przypadkiem bazowym, opłacalność Wariantów 2 i 3 jest następująca.

	<b>Wariant 2</b>	<b>Wariant 3</b>
Dodatkowe roczne koszty (000 EUR) z metodologii kosztowej	202	785
Redukcja NO <sub>x</sub> (w tonach) z metodologii skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska	59 (redukcja 10 %)	405 (redukcja 68.5 %)
<b>Opłacalność (koszt za tonę redukcji NO<sub>x</sub>)</b>	<b>3424</b>	<b>1938</b>
<b>Rezultaty w kosztach w wysokości 3424 EUR/tona, dla wariantu 2 i 1938 EUR/tona dla wariantu 3. Dlatego wariant 3 jest bardziej opłacalny.</b>		

### Załącznik 15, Tabela 12

Koszt zewnętrzny z ExternE dla NO<sub>x</sub> waha się w zakresie między 1500 i 7100 EUR. Zarówno wariant 2, jak i wariant 3 wchodzi w ten zakres (w wysokości odpowiednio 3424 EUR i 1938 EUR). Podczas gdy można było przeprowadzić analizę wrażliwości w celu bardziej obiektywnej interpretacji tych wyników, to początkowo zapewniają one informację dla opinii eksperckiej, w kwestii, czy opłacalność środków spełnia kryteria BAT.

### Rentowność ekonomiczna w sektorze

#### Opis struktury przemysłu

##### Rozmiar i ilość zakładów

Wielkość instalacji w sektorze spalania wydaje się być podyktowana ekonomią skali, a także obowiązującą strategią gospodarki odpadami w Państwach Członkowskich. Na przykład w Wielkiej Brytanii większość instalacji służy populacji c. 100000, a wydajność mieści się głównie w zakresie 50 - 150 kt / rok. Istnieją obawy związane z kosztami wdrożenia tych technik NO<sub>x</sub> dla mniejszych zakładów, ale istnieje tyle zakładów z odpowiednimi zdolnościami, że nie powinno to generalnie ograniczać przyjęcia którejkolwiek technologii w sektorze. I rzeczywiście, techniki już istnieją w wielu instalacjach na terenie UE. Oznacza to, iż jest mało prawdopodobne, aby wielkość zakładu miała znaczący wpływ na rentowność.

##### Specyfikacje techniczne instalacji

Sektor ten jest ściśle uregulowany i był przedmiotem kolejnych szczegółowych Dyrektyw oprócz IPPC (ostatnio WID), które wymagały coraz to lepszych wydajności w ochronie środowiska. Ponadto, opisana tutaj technologia spalania i techniki kontroli wydają się być sprawdzone pod względem dostępności technicznej i wydajności. Poza tym, techniki modernizacyjne mogą być instalowane w większości typów nowych i istniejących spalarni, ponieważ są one technikami ograniczania końca rury. Jeśli techniki muszą być modernizowane, to wystąpi wymóg odpowiedniego miejsca. Jednak sprzęt nie jest zbyt duży, a wiele zakładów ma zwykle miejsce przeznaczone dla ogólnych dostaw odpadów i przetwarzania, które może zostać wykorzystane do pomieszczenia nowych urządzeń. Wszystko to wskazuje, że parametry techniczne nie powinny być głównym czynnikiem decydującym o rentowności.

##### Żywotność sprzętu

Okres funkcjonowania spalarni jest stosunkowo długi i bezpieczny (dla analizy struktury rynku patrz sekcja 5.3), a 25 lat jest rozsądnym założeniem dla żywotności nowej instalacji, na podstawie wymiany głównego kotła / pieca. To długoterminowe bezpieczeństwo pracy poprawia zaufanie, że korzyści dla środowiska z inwestycji w środki ochrony środowiska, zostaną zmaksymalizowane w okresie żywotności sprzętu obniżającego emisje. Dlatego jest mało prawdopodobne, aby żywotność urządzenia miała wpływ na rentowność.

### Bariery dla wejścia lub wyjścia

Istnieją już znaczne zdolności spalania w UE i popyt rośnie ze względu na odchodzenie od składowania odpadów. Trend, przynajmniej w krótkim okresie, to przewidywany wzrost możliwości spalania, chociaż będzie się to różnić między państwami członkowskimi w zależności od krajowych strategii gospodarki odpadami.

### Inne cechy przemysłu

Ogólna struktura przedsiębiorstw prowadzących instalacje spalania odpadów waha się między państwami członkowskimi. Kilka firm prowadzących (przynajmniej w Wielkiej Brytanii) ma szersze portfolio w ramach zarządzania odpadami lub usługami w ogóle, oprócz prowadzenia spalarni. Ponadto kilka firm prowadzi instalacje w więcej niż jednym państwie członkowskim.

### Wniosek

Ogólny wniosek jest taki, że bezpieczeństwo dostaw, długa żywotność sprzętu / zakładu oraz znana technologia, to pozytywne czynniki, które nie będą mieć negatywnego wpływu na rentowność.

## **Opis struktury rynku**

Struktura rynku dla sektora spalania została zanalizowana za pomocą modelu pięciu sił Portera.

### Rywalizacja pomiędzy istniejącymi firmami

Konkurencja między spalarniami (odpadów komunalnych) jest stosunkowo niska, ze względu na kilka czynników. Zapotrzebowanie na nowe moce spalania przewyższa podaż w niektórych państwach członkowskich (np. Wielka Brytania), głównie ze względu na silny lokalny opór polityczny, który wydłuża proces planowania, a tym samym spowalnia budowę nowych zakładów. Ponadto prowadzący spalarnie mają tendencję do ustalania stosunkowo długotrwałych, bezpiecznych umów z władzami odpowiedzialnymi za odbiór / utylizację odpadów dla wydzielonych obiektów w określonych miejscach. Wreszcie, koszty transportu luzem ograniczają nadmierne przemieszczanie pomiędzy alternatywnymi spalarniami.

### Siła przetargowa dostawców

Nie jest to problem w tym sektorze.

### Siła przetargowa nabywców

Przyjmuje się, że nabywcy i dostawcy są w tym samym sektorze, a mianowicie władze odpowiedzialne za utylizację odpadów. Stosunkowo niska konkurencja opisana powyżej oznacza, że władze odpowiedzialne za utylizację odpadów nie posiadają znacznego wpływu na ceny, które płacą za utylizację. Często wraz ze wzrostem regulacyjnych ograniczeń dla składowania odpadów i wolnym rozwojem rynku recyklingu, spalanie jest jedyną drogą, która została do ich dyspozycji. Oznacza to, że prowadzący spalarnie będą mieli okazje do przerzucenia dodatkowych kosztów kontroli zanieczyszczeń na swoich nabywców w tym sektorze, a nabywcy nie będą mieli innego wyboru niż zaakceptowanie nowej ceny. Z kolei nabywcy ci (władze odpowiedzialne za zbieranie i utylizację odpadów), przerzucą następnie te koszty na producentów odpadów (ogół społeczeństwa i przemysł wytwórczy). Tak wysokie koszty utylizacji, będą następnie zachętą do dywersyfikacji utylizacji do alternatywnych metod, recyklingu i redukcji u źródła. Jednak, obecnie zasięg działań, które mogłyby zmniejszyć rynek dla spalarni jest ograniczony (przynajmniej w Wielkiej Brytanii).

### Zagrożenie ze strony zastępczych produktów lub usług

Istnieje rosnące zapotrzebowanie na alternatywne do składowisk sposoby utylizacji, zdeterminowane Dyrektywą Składowania Odpadów UE. Jednakże, Państwa Członkowskie wspierają także rozwój lepszych alternatyw dla spalarni, jako część ich ogólnych strategii gospodarki odpadami, takich jak ponowne użycie, recykling i instalacje do odzysku. Te ostatnie warianty pozostają pod wpływem rynku i cen za odzyskane materiały i wiele państw członkowskich przekonało się, że wymagane są gospodarcze interwencje, aby zachęcić do odchodzenia od wariantów mniej pożądanym. Szybkość i stopień zastąpienia jest ustalany przez indywidualne strategie utylizacji odpadów państw członkowskich. W krótkim okresie, stopa zastąpienia jest równoważona przez ogólną, zbyt małą zdolność dla wszystkich alternatyw do składowania i fakt, że spalanie nadal wydaje się być wariantem o niższym koszcie niż wszystkie obecne alternatywne zakłady przetwarzania. Mogą pojawić się ewentualne rozwiązania zastępcze dla spalania, które mogłyby zacząć wpływać na rentowność technik kontroli, ale potrwa to jakiś okres.

#### Zagrożenie ze strony nowych uczestników

Już obecnie odczuwa się zbyt małe możliwości spalarni i jak wspomniano wcześniej, powinno to zachęcić nowych uczestników. Nowi uczestnicy rynku nie powinni wpłynąć znacząco na rentowność istniejących prowadzących, jako że kontrakty długoterminowe wydają się być ustalane z dedykowanymi, lokalnymi zakładami.

#### Wniosek

Z ogólnej analizy wynika, że powinno być możliwe przerzucenie kosztów sprzętu do kontroli zanieczyszczeń na nabywców w stosunkowo łatwy sposób. W tym przypadku każdy rząd państwa członkowskiego będzie musiał ocenić wpływ nakładania kosztów, o których wiedzą, że w dużej mierze będą przekazywane do gospodarki, jako całości. Zapotrzebowanie na możliwości spalania jest dość nieelastyczne do cen, choć w końcu może się to zmienić, gdy warianty zastępcze w utylizacji (recykling, itp.) staną się bardziej konkurencyjne. Wpływ tej zmiany w elastyczności może również zależeć od stopnia, w jakim prowadzący spalarnie kontrolują dostępne środki zastępcze w ramach portfolio swojej firmy.

Powyższa analiza wskazuje, że obecna struktura rynku wspiera zdolność sektora do poniesienia kosztów technik ochrony środowiska, a tym samym realizacji proponowanych technik, jako że BAT nie powinny wpłynąć znacząco na rentowność sektora. W dłuższej perspektywie, może to się zmniejszyć, gdy metody zastępcze dla spalania wejdą na rynek.

#### **Prężność**

Nie było danych dla oceny prężności, ale marża zysku prowadzących spalarnie jest uważana za stosunkowo wysoką w porównaniu do innych sektorów przemysłu, takich jak produkcja.

#### Wniosek

Ogólna analiza prężności (i inne czynniki opisane wcześniej), dowodzą, że koszty sprzętu do kontroli zanieczyszczeń powinny być z łatwością przerzucone na nabywców. Zapotrzebowanie na możliwości spalania jest dość nieelastyczne do cen, choć w końcu może się to zmienić, gdy warianty zamienne dla utylizacji (recykling, itp.) staną się bardziej konkurencyjne. Ta elastyczność cenowa może również zależeć od stopnia, w jakim prowadzący spalarnie kontrolują dostępne środki zastępcze w ramach portfolio firmy. Jeden dodatkowy punkt do rozważenia dotyczący łatwości, z jaką koszty zostaną przerzucone w tym sektorze, to jaki efekt ekonomiczny może to mieć na poziomie krajowym.

#### **Tempo wdrażania**

Ten aspekt ma największe znaczenie, jeśli wdrażanie BAT wymaga poważnych, etapowych zmian w inwestycjach kapitałowych na przestrzeni całego sektora lub restrukturyzacji sektora. Jednak w tym sektorze, spalania, tempo poprawy wydajności pozostaje nadal pod silnym wpływem Dyrektyw Spalania UE. Te zaś, zawierają sztywne harmonogramy zgodności, które

mogą być nadrzędnym czynnikiem w zbliżającym się wdrożeniu poprawy stanu środowiska w ramach rygoru IPPC i które w przeszłości doprowadzały do przebudowania i restrukturyzacji sektora w niektórych państwach członkowskich (np. Wielka Brytania w 1996 r.). Instalacje w całym sektorze będą wymagały dalszych inwestycji w techniki, spełniające co najmniej wydajność kontroli NO<sub>x</sub>, wymaganą Dyrektywą w Sprawie Spalania Odpadów.

Innym czynnikiem, który należy rozważyć jest zdolność prowadzących do harmonizacji wdrożenia w ramach cykli biznesowych, takich jak planowane zamykanie i cykle konserwacyjne. Może to nie być poważnym problemem w tym pokazowym przypadku, dla technik, o których mowa, jako że duża część prac może prawdopodobnie być przeprowadzona bez żadnych zakłóceń dla normalnej pracy.

### Wniosek

Tempo wdrażania jest w dużej mierze zdeterminowane przez harmonogram innych Dyrektyw.

### **Wniosek na temat rentowności ekonomicznej**

Charakter tego sektora jest taki, że istnieje stosunkowo duża możliwość przerzucenia kosztów kontroli ochrony środowiska na nabywców, więc dalsze inwestycje nie powinny mieć większego wpływu na rentowność sektora. Dlatego uzasadnione jest oczekiwanie, że przemysł będzie inwestował w jedną z technologii opisanych w wariantach 2 lub 3 (tj. odejście od przypadku bazowego). Jako wniosek z analizy przeprowadzonej przez cały ten dokument, wariant 3 jest droższy niż wariant 2. Niemniej jednak, wariant 3 jest bardziej opłacalny niż wariant 2 (wariant 3 = 1938 EUR za tonę zredukowanego NO<sub>x</sub>, wariant 2 = 3424 EUR za tonę zredukowanego NO<sub>x</sub>, obliczone w rozdziale 4). Jako że wariant 3 może być wdrożony za rozsądną cenę (w stosunku do korzyści dla środowiska, których będzie dostarczać), dlatego uważany jest za wariant preferowany.

Wnioski te są wyraźnie związane z informacjami wejściowymi i w tym przykładzie, skuteczność redukcji NO<sub>x</sub> o 10% dla selektywnej redukcji nie katalitycznej (wariant 2) może nie być typowa dla tej technologii. W przypadkach, gdy można osiągnąć większą obniżkę w wysokości 30% lub 50% poprzez zastosowanie tej samej podstawowej technologii, wtedy można się spodziewać, że wnioski będą zupełnie inne. Dlatego, jak powiedziano we wstępie do tego przykładu, jego celem jest pokazanie zastosowania metodologii gospodarczych i dotyczących skutków przenoszenia zanieczyszczeń pomiędzy komponentami środowiska w tym dokumencie, a konkluzje z przykładu nie mogą być użyte do wnioskowania, czy konkretna technologia jest ogólnie BAT.