



NILU Polska Sp. z o.o., 40-514 Katowice, ul. Ceglana 4
tel. 32 2570858, e-mail: nilu@nilu.pl

*Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia
ludzkiego i środowiska związanych
z redukcją emisji rtęci w Polsce*

Etap II

(Umowa nr 397/09/Wn50/NE-OA-Tx/D)



Sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu
Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
na zamówienie Ministra Środowiska

Katowice, marzec 2010

Zleceniodawca: Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
ul. Wawelska 52/54
00-922 Warszawa

Finansujący: Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej
ul. Konstruktorska 3a
02-673 Warszawa

*Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i
środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce*

Etap II

**Określenie poziomu kosztów i korzyści wdrożenia
strategii redukcji emisji rtęci**

Dyrektor NILU Polska:
mgr inż. Leszek Sebesta

Kierownik pracy:
dr inż. Damian Panasiuk

Skład zespołu autorskiego raportu z Etapu II:

dr inż. Damian Panasiuk
prof. dr hab. inż. Józef M. Pacyna
mgr inż. Anna Głodek
mgr inż. Elżbieta G. Pacyna
mgr inż. Leszek Sebesta
Tomasz Rutkowski

Synteza

Opracowanie wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska sfinansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (umowa nr 397/09/Wn50/NE-OA-Tx/D z dnia 28 sierpnia 2009r.). Praca składa się z 7 rozdziałów i 77 stron.

W ramach etapu II *Określenie poziomu kosztów i korzyści wdrożenia strategii redukcji emisji rtęci* zostały opisane strategie dotyczące redukcji emisji rtęci do powietrza, wód powierzchniowych i gleby w skali Polski oraz został określony poziom kosztów i korzyści ich wdrożenia jako niski, średni lub wysoki. Ilościowa analiza kosztów i korzyści strategii redukcji emisji do powietrza zostanie przedstawiona w raporcie z etapu III opracowania.

Opis strategii obejmuje wszelkie działania zmierzające do redukcji emisji rtęci: częściowo wdrożone w naszym kraju oraz niezbędne do podjęcia. Strategie te związane są ze strumieniem rtęci wprowadzanym do środowiska w wyniku obecnej działalności gospodarczej i zachowań konsumentów. Zakres zleconych prac nie obejmował oceny strategii dotyczących gospodarki odpadami przemysłowymi, stabilizacji odpadów niebezpiecznych i rekultywacji gleb zanieczyszczonych rtęcią.

Dla redukcji emisji rtęci do powietrza z procesów przemysłowych zostały ocenione strategie redukcji emisji ze spalania węgla w sektorze energetycznym, z małych i średnich źródeł spalania węgla, z innych procesów przemysłowych oraz ograniczenia zużycia rtęci w produkcji chloru.

W strategii redukcji emisji rtęci w sektorze energetycznym zaprezentowano działania określane jako wstępne, pierwotne oraz wtórne. Omówiono metody wstępne przeciwdziałania emisji, polegające na stosowaniu technik wzbogacania węgla lub zamiany stosowanego paliwa. Zaprezentowano metody pierwotne obejmujące odpowiedni dobór procesu spalania oraz jego parametrów. Wśród metod wtórnych wymieniono technologie zmniejszania emisji rtęci w spalinach, głównie w postaci metod odpylania, odsiarczania i odazotowania spalin, jak również adsorpcyjnego wydzielania rtęci z gazów w wyniku stosowania sorbentów.

W strategii dla małych i średnich źródeł spalania węgla omówiono działania dotyczące wdrażania programów tzw. niskiej emisji w instalacjach małej mocy oraz wdrażania technologii oczyszczania węgla i stosowania technologii oczyszczania spalin dla jednostek średniej mocy. W strategii redukcji emisji z procesów przemysłowych (produkcja żelaza i stali, metali nieżelaznych oraz cementu) wśród najczęściej proponowanych rozwiązań wymieniono metody odpylania oraz odsiarczania gazów spalinowych, a w przypadku produkcji metali nieżelaznych także stosowanie metod konwersji chemicznej rtęci i jej związków. Strategia redukcji emisji rtęci w przemyśle chloro-alkalicznym w ramach doboru procesu technologicznego opisuje przejście na technologię bezrtęciową.

Dla redukcji emisji rtęci z użytkowania produktów zostały ocenione strategie ograniczenia stosowania rtęci w produktach (baterie i akumulatory, sprzęt elektryczny i elektroniczny, lampy, urządzenia kontrolno-pomiarowe, farby), ograniczenia stosowania rtęci w praktyce dentystycznej, wzrostu wiedzy i świadomości ekologicznej użytkowników produktów zawierających rtęć (termometrów lekarskich i świetlówek kompaktowych), wspierania selektywnej zbiórki i odzysku odpadów zawierających rtęć, spalania odpadów oraz uwalniania się rtęci ze składowisk odpadów (do powietrza, wody i gleby).

W strategii ograniczenia stosowania rtęci w produktach zaprezentowano działania polegające na wprowadzeniu opłat produktowych, ograniczeniu, a następnie zakazie stosowania rtęci w określonych produktach oraz zakazie ich sprzedaży, w celu stopniowego zastąpienia urządzeń rtęciowych przez bezrtęciowe. W strategii dla praktyki dentystycznej zaprezentowano działania dotyczące prowadzenia recyklingu odpadów amalgamatu i stosowania separatorów ścieków oraz alternatywnie zakazu stosowania amalgamatu w wypełnieniach dentystycznych. W strategii wzrostu wiedzy i świadomości ekologicznej użytkowników zaprezentowano działania informacyjne i edukacyjne, promowania segregacji odpadów, jak również odpowiedniego znakowania produktów rtęciowych.

W strategii wspierania selektywnej zbiórki i odzysku odpadów zawierających rtęć przedstawiono działania dotyczące modernizacji i udoskonalenia systemów zbierania oraz przetwarzania zużytych baterii i akumulatorów oraz sprzętu elektrycznego i elektronicznego. Dla redukcji emisji rtęci do powietrza z termicznego przekształcania (spalania) odpadów komunalnych omówiono działania dotyczące zarówno odpowiedniego doboru metody termicznego przetwarzania odpadów, jak również stosowania właściwych wtórnych metod oczyszczania spalin. W strategii redukcji potencjalnej emisji rtęci ze składowisk odpadów komunalnych omówiono działania dotyczące uporządkowania systemu składowisk oraz monitoringu zanieczyszczenia odcieków.

Dla redukcji ładunku rtęci odprowadzanego do wód powierzchniowych zostały ocenione strategie redukcji ładunku z przemysłu chemicznego (produkcji chloru metodą rtęciową i nawozów fosforowych), produkcji metali nieżelaznych oraz ze ścieków komunalnych.

W strategii redukcji emisji rtęci do wód z produkcji chloru omówiono działania dotyczące właściwego zarządzania wodami procesowymi oraz systemu usuwania rtęci ze ścieków wraz z docelowym przejściem do technologii bezrtęciowej. W strategii dla produkcji nawozów sztucznych zaprezentowano działania dotyczące zmniejszenia objętości wód procesowych oraz odprowadzanych ścieków, a następnie omówiono metody ich oczyszczania dla poszczególnych grup chemikaliów nieorganicznych. W strategii redukcji emisji z produkcji metali nieżelaznych omówiono działania polegające na właściwym zarządzaniu wodami procesowymi oraz metody oczyszczania ścieków. W strategii dla oczyszczalni ścieków komunalnych zaprezentowano działania mające na celu redukcję ilości rtęci w ściekach (edukacyjne i zakaz stosowania rtęci w produktach), warunki jakie powinny spełniać ścieki odprowadzane do kanalizacji oraz technologie ograniczające emisję rtęci do wód i powietrza z oczyszczalni.

Dodatkowo zostały ocenione strategie redukcji zanieczyszczenia gleb: unieszkodliwiania komunalnych osadów ściekowych i redukcji ładunku rtęci wprowadzanego z osadami ściekowymi do gleby oraz redukcji ładunku rtęci wprowadzanego w wyniku stosowania nawozów sztucznych.

W strategii redukcji zanieczyszczenia gleb rtęcią zaprezentowano działania dotyczące monitoringu składu i właściwości osadów ściekowych, a następnie omówiono metody właściwego postępowania z osadami (stosowanie osadów do rekultywacji terenów na cele nierolne, uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia, a także poprzez spalanie lub współspalanie osadów). W strategii dla stosowania nawozów sztucznych omówiono działania polegające na stosowaniu w produkcji nawozów surowców o niskiej zawartości zanieczyszczeń oraz ograniczaniu zużycia nawozów sztucznych i środków ochrony roślin.

Działania zorientowane na przeciwdziałanie powstawaniu emisji rtęci są tańsze od działań skupionych na późniejszej redukcji emisji. Dlatego w pierwszej kolejności działania państwa powinny być skoncentrowane na strategiach o niskim poziomie kosztów:

- strategii ograniczania stosowania rtęci w produktach,
- wycofaniu amalgamatu w praktyce dentystycznej,
- strategii wzrostu wiedzy i świadomości ekologicznej użytkowników,
- strategii promowania selektywnej zbiórki odpadów i odzysku rtęci.

Wdrożenie tych strategii w dużym stopniu polega na zwiększaniu świadomości ekologicznej społeczeństwa oraz wymaga pomocy ze strony państwa w organizacji systemów selektywnej zbiórki i odzysku odpadów oraz nasilonych działań edukacyjno-informacyjnych. Stosowanie rtęci w produktach wiązało się z wprowadzeniem na rynek w 2008r. ok. 9,4 ton rtęci.

Największy potencjał redukcji emisji rtęci i problemów unieszkodliwiania odpadów wiąże się z zakazem stosowania amalgamatu w praktyce dentystycznej (roczne zużycie ok. 10 ton rtęci). Spośród działań możliwych w stomatologii, najtańszym jest zastąpienie wypełnień amalgamatowych przez ich zamienniki kompozytowe, co uczyniono już w niektórych krajach UE.

Działaniami o wyższym poziomie kosztów, ale i tak bardziej efektywnymi ekonomicznie w stosunku do technologii „końca rury” są:

- rezygnacja z metody rtęciowej produkcji chloru,
- systemy kontroli zrzutu ścieków do sieci kanalizacyjnych.

Wszystkie wymienione strategie przeciwdziałania powstawaniu emisji rtęci mogą ograniczyć tą emisję do powietrza, wód i gleby maksymalnie o 8 ton, czyli o 30%.

Największy krajowy problem stanowi emisja do powietrza z elektrowni i ciepłowni spalających węgiel kamienny i brunatny (9,1 ton Hg/ rok) oraz innych gałęzi przemysłu bez produkcji chloru (5 ton Hg/ rok). Redukcja tej emisji możliwa jest poprzez ograniczenie udziału konwencjonalnych procesów spalania węgla w energetyce oraz wysokie technologie oczyszczania gazów spalinowych. Przyjęta „*Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*” daje potencjał 13% redukcji krajowej emisji rtęci (3,4 ton Hg) w efekcie zmniejszenia zużycia węgla w Polsce.

Większa redukcja emisji rtęci jest możliwa poprzez:

- wdrożenie najnowocześniejszych technologii oczyszczania gazów spalinowych,
- silniejszą ekspansję energii odnawialnej i jądrowej lub przyspieszenie prac nad czystymi technologiami węglowymi.

Strategie te są jednymi z najdroższych w przeliczeniu na kg rtęci, ale ich wdrożenie może przynieść znaczącą procentową redukcję krajowej emisji.

Redukcja emisji rtęci ze spalania odpadów komunalnych oraz osadów ściekowych są najdroższymi z metod ograniczania zanieczyszczenia środowiska rtęcią. Spalanie odpadów komunalnych nie jest ekonomicznie uzasadnioną alternatywą dla selektywnej zbiórki odpadów i odzysku rtęci. Podobnie gospodarka osadami ściekowymi byłaby bardziej racjonalna, gdyby ograniczono stosowanie rtęci w produktach, zakazano stosowania amalgamatu dentystycznego i monitorowano skład chemiczny ścieków wprowadzanych do sieci kanalizacyjnych.

SPIS TREŚCI

Cel pracy.....	8
Wstęp.....	8
1. Strategia redukcji emisji rtęci do powietrza ze spalania węgla w sektorze energetycznym.	10
1.1. Metody wstępne redukcji emisji.	11
1.2. Metody pierwotne redukcji emisji.	13
1.3. Metody wtórne redukcji emisji.	13
2. Strategie redukcji emisji rtęci do powietrza z małych i średnich źródeł spalania węgla.	15
2.1. Niska emisja.	16
2.2. Instalacje o mocy cieplnej 1 – 50 MW.	18
3. Strategie redukcji emisji rtęci do powietrza z procesów przemysłowych.	19
3.1. Produkcja żelaza i stali.	19
3.2. Produkcja metali nieżelaznych.	21
3.3. Produkcja cementu.	22
3.4. Produkcja chloru.	23
4. Strategie redukcji emisji rtęci z użytkowania produktów.	24
4.1. Stosowanie rtęci w produktach.	25
4.2. Stosowanie rtęci w praktyce dentystycznej.	28
4.3. Wiedza i świadomość ekologiczna użytkowników.	29
4.4. Selektywna zbiórka odpadów i odzysk rtęci.	30
4.5. Spalanie odpadów komunalnych.	32
4.6. Uwalnianie się rtęci ze składowisk odpadów komunalnych.	34
5. Strategie redukcji ładunku rtęci zrzucanego do wód powierzchniowych.	36
5.1. Przemysł chemiczny.	36
5.2. Produkcja metali nieżelaznych.	40
5.3. Ścieki komunalne.	43
6. Strategie redukcji zanieczyszczania gleb rtęcią.....	44
6.1. Osady ściekowe.	44
6.2. Nawozy sztuczne.	47
7. Określenie poziomu kosztów i korzyści strategii.....	48
7.1. Redukcja emisji do powietrza w sektorze energetycznym.	49
7.2. Redukcja emisji z małych i średnich źródeł spalania.	52
7.3. Redukcja emisji do powietrza z procesów przemysłowych.	52
7.4. Redukcja emisji rtęci z użytkowania produktów.	59
7.5. Redukcja ładunku rtęci zrzucanego do wód.	64
7.6. Redukcja zanieczyszczania gleb rtęcią.	65
7.7. Porównanie kosztów i korzyści strategii.	67
Wnioski.....	70
Bibliografia	72

Spis tabel

nr	tytuł	str.
Tabela 1.	Emisja rtęci do powietrza z procesów przemysłowych w Polsce (Panasiuk i in., 2009).	10
Tabela 2.	Emisja do powietrza, recykling i bezpieczne składowanie oraz pozostałe miejsca zgromadzenia rtęci z użytkowania produktów zawierających rtęć wprowadzonych na polski rynek w 2008r. (Panasiuk i in., 2009).	25
Tabela 3.	Ilość rtęci trafiająca na składowiska odpadów komunalnych w Polsce z użytkowania produktów zawierających rtęć wprowadzonych na rynek w 2008r. (Panasiuk i in., 2009).	34
Tabela 4.	Emisja rtęci i jej związków do wody w 2007r. z polskich zakładów przemysłowych ujętych w bazie danych E-PRTR (2009); Panasiuk i in. (2009).	36
Tabela 5.	Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z procesów spalania węgla (euro/MWh _e) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).	50
Tabela 6.	Globalne koszty i korzyści wynikające z redukcji emisji rtęci z procesów spalania węgla przy zastosowaniu różnych opcji technologii, w 2020r. w stosunku do scenariusza status-quo (Pacyna i in., 2008b).	52
Tabela 7.	Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z procesów produkcji metali nieżelaznych (euro/ tonę produkcji) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).	53
Tabela 8.	Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z produkcji żelaza i stali (euro/ tonę produkcji) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).	54
Tabela 9.	Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z produkcji cementu (euro/ tonę cementu) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).	57
Tabela 10.	Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z produkcji chloru (euro/ tonę chloru) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).	57
Tabela 11	Ceny wypełnień amalgamatowych i kompozytowych w wybranych gabinetach i klinikach dentystycznych w Polsce w 2010r. (w złotych za jedno wypełnienie).	60
Tabela 12	Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne obiektów gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce, z uwzględnieniem nakładów na infrastrukturę i urządzenia ochrony środowiska (OTZO, 2010).	62

Tabela 13.	Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z procesów spalania odpadów (euro/ tonę odpadów) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).	62
Tabela 14.	Koszty i korzyści strategii redukcji emisji rtęci na podstawie Pacyny i in. (2008b) i UNEP (2008) oraz oszacowań własnych.	67

Spis rysunków

nr	tytuł	str.
Rys. 1.	Emisja rtęci do powietrza, wód i gleby w Polsce dla roku bazowego 2008 i scenariusza braku działań (Panasiuk i in., 2009).	9
Rys. 2.	Koszty krańcowe redukcji emisji do powietrza z energetyki i innych procesów przemysłowych dla 9 metali ciężkich (Visschedijk i in., 2006).	68
Rys. 3.	Koszty krańcowe redukcji emisji rtęci emisji do powietrza z energetyki i innych procesów przemysłowych dla krajów unijnych i pozostałych europejskich (Visschedijk i in., 2006).	69

Cel pracy

Głównym celem pracy pt. „*Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce*” jest zbadanie skuteczności oraz kosztów dostępnych rozwiązań redukcji emisji i ekspozycji rtęci oraz korzyści ekonomicznych płynących z poprawy zdrowia ludzi związanej z redukcją emisji rtęci.

Celem etapu II *Określenie poziomu kosztów i korzyści wdrożenia strategii redukcji emisji rtęci* było oszacowanie jako niski, średni lub wysoki poziomu kosztów i korzyści wdrożenia strategii dotyczących redukcji emisji rtęci do powietrza, wód powierzchniowych i gleby w skali Polski. Ilościowa analiza kosztów i korzyści strategii redukcji emisji do powietrza zostanie przedstawiona w raporcie z etapu III niniejszego opracowania.

W raporcie opisano strategię redukcji emisji rtęci do powietrza towarzyszącej produkcji, redukcji emisji rtęci zawartej w produktach, redukcji ładunku rtęci i jej związków zrzuconego do wód powierzchniowych oraz strategię dotyczące ograniczenia zanieczyszczenia gleb. Opis strategii obejmuje wszelkie działania zmierzające do redukcji emisji rtęci: częściowo wdrożone w Polsce oraz niezbędne do podjęcia w naszym kraju. Zakres zleconych prac nie obejmował oceny strategii dotyczących gospodarki odpadami przemysłowymi, stabilizacji odpadów niebezpiecznych i rekultywacji gleb zanieczyszczonych rtęcią.

Wstęp

Grupa Robocza ds. Rtęci Programu Środowiskowego ONZ (*UNEP Open-ended Working Group on Mercury*) zaproponowała w 2007r. zestaw strategii redukcji emisji rtęci dla wszystkich istotnych światowych problemów zanieczyszczenia rtęcią. Strategie te dotyczą głównie emisji rtęci do powietrza z przemysłu oraz odpadów zawierających rtęć. W ramach projektu UNEP-CBA (Pacyna i in., 2008b) oszacowano poziom kosztów i korzyści tych strategii w skali globalnej. W przypadku Polski ważne jest wdrożenie części strategii UNEP. Pozostałe strategie dotyczą działalności górniczej i przemysłowej nie występującej w Polsce (produkcja rtęci i złota) oraz międzynarodowego handlu rtęcią.

W celu realizacji zobowiązań wynikających z Protokołu z Aarhus z 1998r. w sprawie metali ciężkich do konwencji LRTAP, Polska przygotowała „*Krajową strategię ograniczania emisji metali ciężkich*” (MŚ, 2002). Zaproponowane mechanizmy realizacyjne dotyczyły m.in. wprowadzenia norm emisyjnych pyłów i metali ciężkich oraz wzrostu wiedzy i świadomości ekologicznej na temat metali ciężkich w środowisku.

Po wejściu Polski do Unii Europejskiej dyrektywa IPPC nałożyła obowiązek wprowadzenia najlepszych dostępnych technik w przemyśle, a inne dyrektywy unijne standardy emisyjne w poszczególnych sektorach. Przegląd działań technicznych dla redukcji emisji rtęci do powietrza z energetyki, produkcji żelaza i stali, cementu oraz chloru dla krajów UE przedstawiają Pacyna i in. (2004) oraz Panasiuk i in. (2006). Działania dla innych źródeł emisji rtęci omawiają Pacyna i in. (2008).

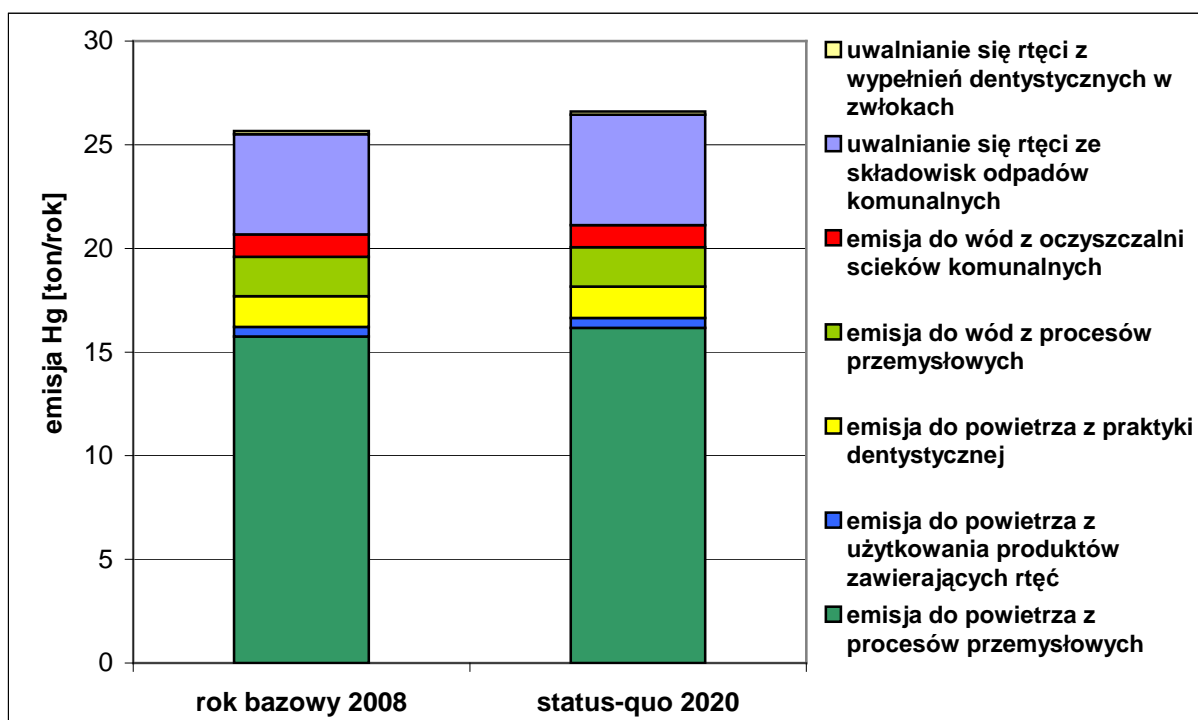
Strategia Wspólnoty Europejskiej w sprawie rtęci (EC, 2005b) zakłada następujące cele:

- redukcję emisji rtęci,
- redukcję ilości rtęci wprowadzanej do obiegu przez społeczeństwo, poprzez zmniejszenie podaży i popytu,

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

- rozwiązanie długoterminowego problemu nadwyżek rtęci oraz zasobów społecznych (w użytkowanych lub przechowywanych produktach),
- ochronę przed narażeniem na kontakt z rtęcią,
- zwiększenie świadomości problemu rtęci oraz jego rozwiązań,
- wspieranie i promowanie międzynarodowych działań w zakresie rtęci.

Na podstawie inwentaryzacji emisji rtęci do powietrza, wód i gleby w Polsce dla roku bazowego 2008 (Panasiuk i in., 2009), można stwierdzić, że największy krajowy problem stanowi emisja do powietrza z procesów przemysłowych (15,8 ton Hg), w tym z energetyki i ciepłownictwa (9,1 ton Hg), patrz rys. 1.



Rys.1. Emisja rtęci do powietrza, wód i gleby w Polsce dla roku bazowego 2008 i scenariusza braku działań (Panasiuk i in., 2009)

Kolejnym istotnym problemem jest użytkowanie produktów zawierających rtęć: emisja do powietrza (0,5 ton Hg) oraz niewłaściwa gospodarka odpadami, co skutkuje potencjalnym stopniowym uwalnianiem się rtęci ze składowisk odpadów komunalnych (4,8 ton Hg z produktów trafiających na składowiska odpadów w ciągu 10 lat). Część strumienia rtęci ze składowisk odpadów jest odprowadzana do oczyszczalni ścieków komunalnych i w efekcie trafia do wód powierzchniowych, do gleby wraz z osadami ściekowymi lub do powietrza w wyniku spalania tych osadów. Stosowanie amalgamatu dentystycznego jest przyczyną emisji rtęci do powietrza ze spalania odpadów starego amalgamatu wraz z odpadami zakaźnymi oraz procesów kremacji zwłok (1,5 ton Hg).

Zrzuty ścieków z dużych i średnich zakładów przemysłowych oraz składowisk odpadów przemysłowych generują emisję do wód 1,9 ton Hg rocznie. Oczyszczalnie ścieków

komunalnych w miastach powyżej 100 tys. mieszkańców są przyczyną emisji 1,1 ton Hg do wód. Nie są raportowane zrzuty z pozostałych oczyszczalni ścieków komunalnych.

Wynikiem rocznej działalności gospodarczej i zachowań konsumentów jest łączna emisja rtęci do środowiska oszacowana na 25,7 ton Hg. Strumień ten nie obejmuje reemisji rtęci wcześniej zakumulowanej w środowisku.

1. Strategia redukcji emisji rtęci do powietrza ze spalania węgla w sektorze energetycznym.

Strategia redukcji emisji rtęci do powietrza ze spalania węgla w elektrowniach i ciepłowniach jest jedną z ważniejszych strategii redukcji emisji rtęci towarzyszącej produkcji (*by-product emission*). Spalanie w energetyce zawodowej rocznie ok. 40 mln ton węgla kamiennego i ok. 60 mln ton węgla brunatnego o niewielkiej zawartości rtęci (węgiel kamienny 0,1-0,2 mg/kg; węgiel brunatny 0,1-0,4 mg/kg; Koniecznyński i Zajusz-Zubek, 2007) skutkuje uwalnianiem do środowiska dużej masy rtęci wcześniej związanej w paliwach kopalnych. Średnioroczna emisja do powietrza w Polsce w latach 2005-2007 z procesów spalania w sektorze produkcji i transformacji energii (grupa SNAP 01) wyniosła 9,1 ton Hg (IOŚ 2009a, b, c), co stanowi 52% całkowitej emisji rtęci do powietrza (Panasiuk i in., 2009), patrz tabela 1.

Tabela 1. Emisja rtęci do powietrza z procesów przemysłowych w Polsce (Panasiuk i in., 2009).

katgorie SNAP97	Sektory	Hg średnia emisja 2005-2007 kg/rok
	CAŁKOWITA EMISJA	15 795,5
01	PROCESY SPALANIA W SEKTORZE PRODUKCJI I TRANSFORMACJI ENERGII	9 141,2
02	PROCESY SPALANIA W SEKTORZE KOMUNALNYM I MIESZKANIOWYM	1 304,2
03	PROCESY SPALANIA W PRZEMYSŁE w tym:	4 284,2
03 03 04-08	Produkcja metali nieżelaznych	1 034,5
03 03 11	Produkcja cementu	1 653,8
04	PROCESY PRODUKCYJNE w tym:	1 019,0
04 02	Produkcja żelaza i stali	764,7
04 04 13	Produkcja chloru metodą rtęciową	254,2
09	ZAGOSPODAROWANIE ODPADÓW - Spalanie odpadów komunalnych	46,9

W „Krajowej strategii ograniczania emisji metali ciężkich” (MŚ, 2002) dla instalacji spalania paliw o mocy powyżej 50 MW przewidywano postęp w ograniczaniu emisji metali ciężkich w wyniku zaostreń norm emisji pyłów z procesów energetycznych i przemysłowych. Do strategicznych kierunków działania w pierwszej kolejności zaliczono skoncentrowanie dostępnych środków prawnych, organizacyjnych i finansowych na dużych źródłach spalania energetycznego paliw.

Standardy emisyjne pyłu dla energetyki oraz standardy emisyjne rtęci dla współspalania odpadów określa *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 grudnia 2005r. w sprawie standardów emisyjnych z instalacji (Dz. U. Nr 260, poz. 2181)* - wdrożenie dyrektyw 2000/76/WE i 2001/80/WE. W przypadku starych instalacji spalania węgla kamiennego, brunatnego i koksu (dla których decyzję o pozwoleniu na budowę wydano do 1998r. i oddanych do użytkowania do 2003r.) dopuszczalne jest stężenie pyłu $100 \text{ mg/m}^3_{\text{u}}$ przy mocy cieplnej 50-500 MW oraz $50 \text{ mg pyłu/m}^3_{\text{u}}$ przy mocy powyżej 500 MW. Dla nowych instalacji spalania paliw stałych obowiązuje standard emisyjny $50 \text{ mg pyłu/m}^3_{\text{u}}$ przy mocy 50-100 MW oraz $30 \text{ mg pyłu/m}^3_{\text{u}}$ przy mocy powyżej 100 MW. W gazach odlotowych ze współspalania odpadów dopuszczalne jest stężenie rtęci $0,05 \text{ mg Hg/m}^3_{\text{u}}$.

Ponadto *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* wprowadziła obowiązek uzyskania pozwoleń zintegrowanych, przy spełnieniu wymagań ochrony środowiska wynikających z najlepszych dostępnych technik (*best available techniques, BAT*). *Ustawa z dnia 18 maja 2005r. o zmianie ustawy – Prawo ochrony środowiska oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. Nr 113, poz. 954)* określa, że najlepsze dostępne techniki powinny być zgodne z BAT opisanymi w dokumentach referencyjnych, publikowanych przez Komisję Europejską (wdrożenie dyrektywy IPPC nr 96/61/WE). Zgodnie z *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz. U. Nr 122, poz. 1055)* w przemyśle energetycznym pozwolenia zintegrowanego wymaga prowadzenie instalacji do spalania paliw o mocy cieplnej $\geq 50 \text{ MW}$.

Wytyczne dla najlepszych dostępnych technik BAT w sektorze energetycznym zawarte zostały w dokumencie referencyjnym BREF (*BAT Reference Document*) do dyrektywy IPPC dla dużych obiektów energetycznego spalania (*BREF for Large Combustion Plants*; EC, 2005a) i opisane przez Panasiuka i in. (2006).

Ponadto przyjęta „*Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*” (MG, 2009) zakłada 28% spadek zużycia węgla kamiennego i brunatnego do produkcji energii elektrycznej w latach 2006-2020 i stabilizację zużycia paliw stałych do roku 2030 w efekcie ekspansji energii odnawialnej i jądrowej.

1.1. Metody wstępne redukcji emisji.

Wzbogacanie węgla oraz zamiana rodzaju stosowanego paliwa należą do głównych metod wstępnych (*pre-treatment*) redukcji emisji różnych zanieczyszczeń pochodzących z procesów spalania węgla, w tym także rtęci (Pacyna i in., 2008b).

Wzbogacanie węgla

Stosowane powszechnie techniki oczyszczania węgla (wzbogacania) to techniki polegające na fizycznej separacji w celu zmniejszenia ilości substancji mineralnych i siarki (NAPAP, 1990). W rezultacie, oczyszczony węgiel ma wyższą wartość opałową i mniej zróżnicowany skład (w porównaniu do węgla surowego), co wpływa na poprawę ogólnej sprawności elektrowni. Korzyści wynikające z procesów wzbogacania węgla to zmniejszona emisja SO₂, jak również innych zanieczyszczeń, w tym także rtęci. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń zależy od rodzaju zastosowanego procesu oczyszczania węgla, rodzaju węgla, składu (ilości) substancji zanieczyszczającej w węglu. Tradycyjne metody fizyczne oczyszczania węgla są stosowane od ponad 50 lat.

Oczyszczanie węgla odbywa się poprzez separację m.in. w osadzarkach wodnych lub wzbogacalnikach cieczy ciężkiej. Procesy fizyczne oczyszczania węgla polegają na fizycznej separacji substancji mineralnych, poprzez wykorzystanie różnic gęstości (separacja grawitacyjna) lub różnic właściwości powierzchniowych pomiędzy węglem i jego zanieczyszczeniami (flotacja). Osadzarki, stoły koncentracyjne, hydrocyklony, flotacja węgla za pomocą piany to powszechnie stosowane techniki do oczyszczania węgla metodami fizycznymi w zakładach wzbogacania węgla.

Dane dotyczące zawartości rtęci w węglu surowym i wzbogaconym oraz stopień redukcji ilości zanieczyszczenia wynikający z zastosowania procesów oczyszczania węgla zostały zaprezentowane przez Akersa i in. (1993), w odniesieniu do węgla pochodzących z różnych regionów Stanów Zjednoczonych. Skuteczność usuwania rtęci zawierała się w przedziale od 0 do 60%, z wyznaczoną wartością średnią równą 21%. Kraus i in. (2006) wskazują, że typowa skuteczność usuwania rtęci, w wyniku zastosowania samych tylko procesów oczyszczania węgla może wynieść od 10 do 50%. Skuteczność ta zależy od rodzajów związków rtęci występujących w węglu oraz zastosowanej metody oczyszczania. Nowoczesne techniki biologiczno-chemiczne są na etapie prac badawczych (Hławiczka, 2008).

Zamiana rodzaju stosowanego paliwa

W energetyce stosowane są najczęściej następujące metody zamiany rodzaju stosowanego paliwa:

- zamiana paliw o różnej zawartości siarki, aby uzyskać pożądaną jakościowo wsad do procesów spalania węgla (dotyczy to zamiany węgla o wysokiej zawartości siarki na węgiel o niskiej zawartości siarki, mieszania węgla o wysokiej i niskiej zawartości siarki, oczyszczania węgla o wysokiej i średniej zawartości siarki, jak również łączenia wymienionych metod oczyszczania i mieszania paliw),
- zwiększenie udziału użytkowanych paliw gazowych i olejów opałowych,
- zwiększenie udziału stosowanych paliw alternatywnych do kopalnych (biopaliw, wodoru) oraz import elektryczności w celu zaspokojenia rosnących potrzeb energetycznych.

Dwie ostatnie metody są najbardziej interesujące ze względu na redukcję emisji rtęci. Zastępowanie węgla gazem kopalnianym (metanem) w produkcji energii elektrycznej i ciepła może powodować zmniejszenie ilości zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery, w tym także rtęci. W przypadku takiej zamiany paliwa, wymagane mogą być następujące działania:

- modernizacja istniejących zakładów i kotłowni przemysłowych produkujących ciepło,

- rozwój technologii nowych kotłów opalanych metanem,
- modernizacja kopalni węgla ze względu na możliwości lepszej eksploatacji gazu kopalnianego.

1.2. Metody pierwotne redukcji emisji.

Metody pierwotne (*primary measures*) redukcji emisji obejmują rozwiązania dotyczące przeciwdziałania emisji poprzez odpowiedni dobór procesu spalania oraz jego parametrów (Pacyna i in., 2008b). W przyszłości przewiduje się wdrożenie czystych technologii węglowych, w tym bloku gazowo-parowego ze zintegrowanym zgazowaniem paliwa (*IGCC*) i podziemnego zgazowywania węgla.

Spalanie w złożu fluidalnym

Niekonwencjonalne technologie spalania takie jak procesy spalania w złożu fluidalnym (*fluidized bed combustion FBC*) uznano za technologie generujące porównywalne lub nieznacznie niższe emisje rtęci i innych metali w odniesieniu do konwencjonalnych metod spalania w elektrowniach (Carpenter, 1979; Abel i in., 1981). W przypadku spalania w złożu fluidalnym, długi czas przebywania gazów spalinowych w materiale złoża powoduje tworzenie się większych ilości drobnych cząstek pyłu, co sprzyja procesom kondensacji rtęci gazowej. Badania prowadzone w Niemczech wykazały, iż czas przebywania gazów spalinowych w materiale złoża może być zależny od parametrów eksploatacyjnych danej elektrowni, obniżenia temperatury spalania, doboru odpowiedniego sortymentu węgla, określonej zawartości wilgoci w paliwie, natężenia strumienia przepływu gazu przez złożo (Munzner i Schilling, 1985). Przegląd literaturowy informacji dotyczących wpływu różnych parametrów technik spalania w złożach fluidalnych FBC na emisję metali ciężkich, w tym rtęci prezentują Sloss i Smith (2000).

Palniki niskoemisyjne Low NO_x

Stosowanie w kotłach energetycznych palników niskoemisyjnych (*Low NO_x*) pozwala zmniejszyć emisję rtęci ze względu na obniżoną temperaturę procesu spalania. Niewielka ilość danych na temat wpływu tej technologii na skuteczność usuwania metali ciężkich sprawia, że nie ma jednoznacznej opinii, co do skuteczności tej metody w odniesieniu do redukcji emisji metali ciężkich. Podczas gdy niektóre źródła wykazują, iż redukcja emisji jest możliwa, wstępne wyniki dotyczące stopniowego spalania w kotłach fluidalnych ze złożem stacjonarnym pęcherzykowym (*atmospheric fluidized bed combustion AFBC*) wykazują, że zastosowanie technologii palników niskoemisyjnych ma niewielki wpływ na emisję metali ciężkich (Smith, 1987).

1.3. Metody wtórne redukcji emisji.

Metody wtórne (*secondary measures*) polegają na zmniejszaniu zawartości rtęci w spalinach opuszczających komorę spalania (Pacyna i in., 2008b).

W wyniku procesów spalania rtęć uwalniana jest do atmosfery w formie gazowej. Instalacje odpylające, takie jak odpylacze elektrostatyczne (*electrostatic precipitators ESP*), filtry tkaninowe (*fabric filters, FF*) mogą zatrzymywać ok. 30% rtęci z gazów spalinowych. Urządzenia odpylające, jak odpylacze elektrostatyczne, są obecnie powszechnie stosowane w elektrowniach i elektrociepłowniach na świecie.

Technologia mokrego odsiarczania spalin (*flue gas desulfurization, FGD*) polega na redukcji emisji dwutlenku siarki, pozwala także zmniejszyć emisję rtęci do atmosfery. Przeprowadzono szereg badań dotyczących oceny wpływu technologii oraz jej parametrów na skuteczność usuwania zanieczyszczeń. Badania te prowadzono w związku z pracami nad dokumentem *EU Position Paper on Ambient Air Pollution by Mercury* (EC, 2004). Zauważono, że stosunkowo niskie temperatury w mokrych skrubkach (*wet scrubber systems*) sprzyjają kondensacji gazowej rtęci, co ułatwia jej usuwanie ze spalin. Skuteczność usuwania rtęci w instalacjach odsiarczania FGD wynosi 30-50%. Dla półsuchych metod odsiarczania spalin (*spray dry systems*) skuteczność usuwania rtęci wynosi 35-90%. Najwyższą skuteczność usuwania rtęci osiągnięto w przypadku instalacji półsuchego odsiarczania, z których spaliny kierowane są następnie na filtry tkaninowe.

Wyższą skuteczność usuwania rtęci, przekraczającą 95%, można osiągnąć poprzez jednoczesne zastosowanie technologii odsiarczania (FGD) oraz odpylania (ESP) wraz z iniekcją sorbentu w postaci węgla aktywnego. Iniekcja sorbentu do strumienia gazu polega najczęściej na zastosowaniu węgla aktywnego (*powdered activated carbon, PAC*) lub innych sorbentów nieorganicznych, które dodawane do spalin dają sposobność utleniania rtęci elementarnej Hg^0 do gazowej rtęci dwuwartościowej Hg^{2+} , co zwiększa skuteczność redukcji emisji rtęci w tradycyjnych technologiach kontroli emisji (Jones i in., 2006).

Węglowe złoża filtracyjne (*carbon filter bed*) należą do suchych metod oczyszczania spalin (*dry media process*). Skuteczność tej technologii w usuwaniu rtęci ze spalin, według danych U.S. EPA, wynosi 80-90%.

Szczegółowy przegląd dotyczący obecnych oraz rozwijających się technologii i metod redukcji emisji rtęci oraz ich skuteczności na przykładzie elektrowni węglowych w Stanach Zjednoczonych zaprezentowano w raporcie IEPA (2006). Badania te potwierdzają, że w zależności od wielu czynników, jak m.in. typ węgla czy rodzaj kotła, możliwych do zastosowania jest wiele technologii kontroli emisji, dla których skuteczność usuwania rtęci może wynieść powyżej 90%. Technologia kontroli emisji rtęci stanowi obszar intensywnych prac badawczych, także w przypadku zastosowania sorbentów impregnowanych związkami chloru, które mogą stanowić skuteczne i efektywne ekonomicznie rozwiązanie na wielu obszarach zastosowań. Jako przyszłościowe dla sektora spalania paliw przewiduje się powszechne stosowanie w energetyce technik opracowanych specjalnie do usuwania metali ciężkich (węgiel aktywny, sorbenty impregnowane siarką lub selenem).

W ramach Konwencji w sprawie Transgranicznego Zanieczyszczenia Powietrza na Dalekie Odległości (*UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*) dokonano przeglądu technologii oraz najlepszych dostępnych technik redukcji emisji metali ciężkich (Kraus i in., 2006). Stwierdzono, że jednoczesne stosowanie w elektrowniach węglowych elektrofiltrów lub filtrów tkaninowych w połączeniu z mokrym odsiarczaniem spalin oraz iniekcją sorbentu pozwala usuwać rtęć ze spalin ze skutecznością 75% oraz 90% przy współdziałaniu dodatkowo systemu selektywnej redukcji katalitycznej.

W przypadku instalacji wyposażonych w elektrofiltry lub filtry tkaninowe kontrolę emisji rtęci można osiągnąć poprzez optymalizację następujących metod:

- dla suchych metod odsiarczania spalin (*dry FGD systems*) zastosowanie odpowiednich sorbentów do redukcji emisji rtęci i innych metali ciężkich,

- iniekcja sorbentu przed elektrofiltrami lub filtrami tkaninowymi (obniżenie temperatury spalin lub modyfikacja kanałów spalin w celu utrzymania odpowiednich parametrów dla właściwego działania sorbentów),
- iniekcja sorbentu pomiędzy elektrofiltrem a filtrami tkaninowymi typu *pulse-jet* (z pulsacyjnym wtryskiem), montowanymi za elektrofiltrami. Takie rozwiązanie zwiększa koszty inwestycyjne, ale zmniejsza koszty związane z użytkowaniem sorbentu (operacyjne),
- instalowanie absorberów ze złożem cyrkulacyjnym (*semi-dry circulating fluidized-bed absorber, CFA*) przed istniejącym elektrofiltrem, wraz z zastosowaniem iniekcji sorbentu.

Uważa się, że koszty związane ze zmniejszeniem emisji rtęci są niższe w przypadku zastosowania absorberów CFA w porównaniu do stosowania absorberów natryskowych (*spray dryers*).

2. Strategie redukcji emisji rtęci do powietrza z małych i średnich źródeł spalania węgla.

Strategia ograniczenia niskiej emisji oraz strategia redukcji emisji ze średnich źródeł spalania są kolejnymi istotnymi strategiami redukcji emisji rtęci. Średnioroczna emisja do powietrza w Polsce w latach 2005-2007 z procesów spalania w sektorze komunalnym i mieszkaniowym (grupa SNAP 02) wyniosła 1,3 ton Hg (IOŚ 2009a, b, c), co stanowi 7% emisji rtęci do powietrza (Panasiuk i in., 2009). Przyjęta „*Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*” (MG, 2009) zakłada 2% spadek zużycia węgla kamiennego poza produkcją energii elektrycznej (ciepłownictwo, przemysł i gospodarstwa domowe) w latach 2006-2020 i powrót do poziomu 2006r. po kolejnych 10 latach.

Rtęć stanowi naturalny składnik paliw kopalnych i biomasy stosowanych jako paliwa w instalacjach spalania o mocy cieplnej poniżej 50 MW. Instalacje te są wykorzystywane do produkcji energii w czterech sektorach - mieszkalnictwie, usługowo-instytucjonalnym, rolnictwie i w przemyśle (Kubica i in., 2004). Sektor mieszkalnictwo obejmuje wszystkie prywatne gospodarstwa domowe - indywidualne domy mieszkalne oraz mieszkania blokowe, sektor usługowo-instytucjonalny - publiczne budynki (szkoły, szpitale, biblioteki) oraz sklepy sprzedaży detalicznej, a sektor rolnictwo - rolnicze zabudowania gospodarskie oraz obiekty ogrodnicze. W wymienionych sektorach instalacje spalania są wykorzystywane do ogrzewania pomieszczeń oraz przygotowywania ciepłej wody użytkowej. Najczęściej nie są wyposażone w żadne systemy oczyszczania spalin, szczególnie w przypadku jednostek spalania o mocy < 1 MW_c. Sektor przemysłowy obejmuje instalacje o mocy < 50 MW_c, zainstalowane w różnych gałęziach przemysłu, produkujące energię dla różnych procesów i dodatkowo do ogrzewania pomieszczeń (Kubica i in., 2006).

Poziomy dopuszczalny pyłu zawieszonego PM 10 w powietrzu określa *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3 marca 2008 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu* (Dz. U. Nr 47, poz. 281). Górne i dolne progi oszacowania dla oceny jakości powietrza w strefach określa *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 grudnia 2008 r. w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu* (Dz. U. Nr 5, poz. 31) – wdrożenie Dyrektywy 96/62/WE i dyrektyw-córek.

W 2008 roku weszła w życie *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008r. w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy (Dz.U. UE L 152/2008)*, zwana dyrektywą CAFE (Clean Air for Europe), która narzuca niezwykle ostre stężenia dopuszczalne dla drobnych pyłów PM_{2,5} i wymusza znaczące ograniczenie narażenia ludności na ich oddziaływanie. W 161 strefach (powiatach lub dużych aglomeracjach) na terenie kraju, które nie spełniają unijnych standardów jakości powietrza, muszą być opracowane i zrealizowane programy naprawcze.

Na podstawie *Ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach (Dz. U. Nr 62, poz. 628 z późn. zm.)* zabrania się spalania odpadów w piecach domowych - na powierzchni ziemi poza specjalnymi obiektami i urządzeniami technicznymi do termicznego przekształcania odpadów.

Przyjęta „*Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*” (MG, 2009) zakłada 10% spadek zużycia węgla kamiennego i brunatnego oraz 14% wzrost zużycia gazu poza produkcją energii elektrycznej w latach 2006-2020. W okresie do 2030r. przewidywany jest powrót do poziomu zużycia paliw stałych z 2006r. i dalszy wzrost zużycia gazu.

Wśród strategii ograniczenia emisji pyłu i rtęci z procesów spalania z instalacji o mocy poniżej 50MW_{th} można wymienić (Kubica i in., 2006):

- dla instalacji o mocy poniżej 1 MW_c: wdrażanie programów ograniczania tzw. niskiej emisji,
- dla instalacji o mocy 1-50 MW_c: wdrażanie technologii oczyszczania węgla i stosowanie technologii oczyszczania spalin.

2.1. Niska emisja.

Wielkość emisji rtęci z małych instalacji spalania (*SCIs, Small Combustion Installations*) determinuje rodzaj spalanej paliwa, rodzaj instalacji, zastosowana technika spalania i oczyszczania spalin. Proponowana strategia dla instalacji o mocy < 1 MW_c obejmuje ograniczenie zużycia paliw węglowych poprzez wprowadzenie w miejsce węgla oleju, gazu i biomasy do spalania w tych instalacjach oraz nadzór nad jakością spalanych paliw. Strategia powinna być realizowana poprzez wprowadzanie programów ograniczenia niskiej emisji, w celu obniżenia emisji zanieczyszczeń do atmosfery z kotłowni indywidualnych zlokalizowanych w jednorodzinnych obiektach mieszkalnych oraz poprzez kompleksową wymianę instalacji do spalania starej generacji na nowoczesne kotły, jak również termomodernizację budynków. Pionierski Program Ograniczania Niskiej Emisji (PONE) został przeprowadzony w Tychach w latach 2002-2004 (Kubica i in., 2005).

W Polsce programy ograniczania niskiej emisji są przyjmowane zgodnie z Programem Ochrony Środowiska w danym województwie. *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* nakłada na zarząd województwa, jako realizację polityki ekologicznej państwa, obowiązek sporządzenia co 4 lata wojewódzkiego programu ochrony środowiska (POP), który jest uchwalany przez sejmik. Za opracowanie POP odpowiedzialni są marszałkowie województw, a realizacja zadań odbywa się już na poziomie gmin i powiatów. Programy ochrony powietrza definiują kierunki działań naprawczych. Określają cele ekologiczne, priorytety, harmonogram działań proekologicznych oraz źródła finansowania niezbędne do osiągnięcia postawionych celów.

Celem POP jest określenie działań pozwalających na osiągnięcie dopuszczalnych poziomów stężeń substancji w powietrzu. Najczęstszą przyczyną przekroczeń jest niska emisja ze spalania paliw, głównie węgla, ale często również odpadów pochodzących z gospodarstw domowych, w celach grzewczych, szczególnie jeśli spalanie odbywa się w kotłach, piecach domowych o niskiej sprawności. Jeśli działania naprawcze mają przynieść spodziewany efekt w postaci ograniczenia emisji i osiągnięcia wymaganych prawem norm, niezbędne jest bardziej szczegółowe, aniżeli na potrzeby samego tylko sporządzenia dokumentu POP, rozpoznanie strefy. Chodzi o przeprowadzenie dokładnej inwentaryzacji emisji, która pozwoli zarówno na zdiagnozowanie istniejącej sytuacji, jak również zidentyfikowanie możliwości zastosowania określonych działań naprawczych w odniesieniu do konkretnych obszarów. Przed sformułowaniem konkretnych rozwiązań niezbędne jest poznanie preferencji mieszkańców, gdyż może okazać się, że zaproponowane rozwiązania są "nietrafione".

Dokładna znajomość stanu istniejącego oraz uwarunkowań lokalnych w zakresie możliwości wprowadzenia zmian umożliwi właściwe zarządzanie jakością powietrza na obszarze miasta (gminy, powiatu), opracowanie strategii poprawy jakości powietrza z rozpisaniem dokładnie harmonogramem realizacji działań, podziałem odpowiedzialności, finansowaniem, co pozwala w dalszej kolejności na ubieganie się o konkretne środki zewnętrzne na realizację działań. Umożliwia również zastosowanie pewnych działań systemowych, które są efektywniejsze niż działania jednostkowe. Wiele miast posiada już i z powodzeniem realizuje swoje programy poprawy jakości powietrza (Atmoterm, 2008).

Polska po wstąpieniu do UE miała największą liczbę stref dla programów ochrony powietrza, ze względu na przyjęte kryteria (powiat lub aglomeracja powyżej 100 tys. mieszkańców). W 2006r. dokonana została zmiana polegająca na połączeniu graniczących ze sobą stref o tej samej klasyfikacji, co zredukowało ich liczbę, nie zmieniając jednak konieczności wdrożenia programów naprawczych na obszarze ocenianym co do poziomu zanieczyszczenia.

Zauważa się, że programy naprawcze nie sprawdzają się, jeśli dotyczyć będą jedynie obiektów zarządzanych przez władze komunalne. Samorządy mają wpływ tylko na te budynki i instalacje, które są ich własnością: szkoły, urzędy, szpitale i budynki spółek komunalnych. Nawet nie wszystkie obiekty komunalne są unowocześniane pod względem ich opalania, ponieważ za niewykonanie programu z powodu braku środków samorządy nie są rozliczane i karane. W odniesieniu do prywatnych osób samorządy mogą kierować zachętę do udziału w realizacji programu naprawy powietrza. Działania takie są jednorazowe, gdyż dotyczą tylko wymiany instalacji, natomiast koszty dalszego użytkowania ponoszą mieszkańcy realizujący modernizację systemu grzewczego w swoich budynkach.

Małe instalacje spalania stanowią znaczące źródła emisji rtęci, z którego emisja jest trudna do zbilansowania i w przypadku palenisk domowych nieobjęta kontrolą. Wielkość niskiej emisji i charakterystyka zanieczyszczeń jest trudna do określenia, zależy głównie od jakości i ilości spalanego paliwa, od gęstości zabudowy oraz stanu technicznego urządzeń grzewczych. Na emisję rtęci z instalacji małej mocy SCIs wpływa zawartość rtęci w paliwie, zwłaszcza w przypadku spalania węgla. Analiza danych literaturowych wykazuje szeroki zakres zawartości rtęci w paliwie węglowym, od 0,01 do 1,78 mg/kg (Pye i in., 2006). Udział rtęci w biomase jest zróżnicowany, w zależności od pochodzenia i rodzaju waha się od 0,0139 do 0,0713 mg/kg. Paliwa gazowe należą do najczystszych paliw kopalnych, natomiast w przypadku paliw ciekłych istotnym parametrem decydującym o emitowanych zanieczyszczeniach jest zawartość siarki. W przypadku gazu naturalnego zawartość rtęci wynosi 0,00002 do 0,00024

mg/m³, natomiast dla paliw ciekłych (benzyna, nafta, oleje lekkie, ciężkie, benzyny), stosowanych także w SCIs udział rtęci waha się w szerokich granicach: 0,0002 - 60 mg/kg (Pye i in., 2006). Redukcja emisji rtęci możliwa jest poprzez zamianę rodzaju stosowanego paliwa węglowego na paliwo olejowe lub gazowe.

Większość instalowanych nowoczesnych kotłów wymaga od użytkowników przestrzegania warunków jakości spalanego paliwa. Zapewnienie utrzymania wysokich parametrów energetycznych i ekologicznych oraz pełna automatyzacja procesu wymagają stosowania kwalifikowanego paliwa pod względem uziarnienia (węgiel „groszek”, brykiety drzewne typu „pellets”), zawartości popiołu, wilgoci i siarki.

W przypadku wysokosprawnych kotłów gazowych i olejowych, z ciągłym doprowadzeniem paliwa do paleniska oraz sterowaniem i kontrolą ilości powietrza doprowadzanego do spalania, wskaźniki emisji zanieczyszczeń są bardzo niskie.

W ramach realizacji programów ograniczenia niskiej emisji powinno się uwzględnić (Kubica i in., 2005):

- dopuszczenie do zastosowania wszystkich rodzajów paliw gazowych, olejowych, odnawialnych źródeł energii (biomasa i inne OZE) z uwzględnieniem rachunku efektywności ekonomicznej przedsięwzięcia,
- stosowanie paliw węglowych o odpowiedniej jakości, stosowanie kwalifikowanych sortymentów węgla z świadectwem badań ich jakości (dystrybutorzy paliw winni posiadać świadectwa jakości oferowanych paliw),
- precyzyjne określenie kryteriów sprawności energetycznej i ekologicznej instalowanych urządzeń,
- szczegółowe określenie parametrów jakościowych stosowanych paliw, zwłaszcza w zakresie wartości opałowej dla paliw węglowych, zawartości popiołu i siarki oraz uziarnienia oraz zawartości siarki dla paliw ciekłych,
- stworzenie systemu zaopatrzenia (dystrybucji) w paliwa węglowe i ciekłe (zawartość siarki), posiadaczy zainstalowanych kotłów, z funkcją nadzoru i monitorowania ilości i jakości paliw,
- obowiązkową weryfikację istniejących systemów kominowych, z uwzględnieniem wymagań stawianych przez planowane do zainstalowania kotły,
- prowadzenie termomodernizacji, przynajmniej częściowej (np. wymiana okien).

W strategii ograniczania niskiej emisji istotne są kwestie ekonomiczne – ulgi podatkowe przy remontach i modernizacji instalacji centralnego ogrzewania i ciepłej wody użytkowej oraz ulgi za ich eksploatację przy stosowaniu „czystszych” paliw dla mieszkańców. Aby strategia ta była skuteczna, powinna być realizowana z dużym udziałem finansowym ze strony państwa. W przeciwnym razie może nastąpić zwiększenie liczby stref z przekroczonymi dopuszczalnymi poziomami stężeń (strefy C).

2.2. Instalacje o mocy cieplnej 1 – 50 MW.

Proponowane strategie dotyczą wdrażania technologii oczyszczania węgla, w sektorze przemysłowym i sektorach pozaprzemysłowych (dla instalacji o mocy 1–50 MW_c), jak również stosowania technologii oczyszczania spalin w sektorze przemysłowym (dla instalacji o mocy 20–50 MW_c).

Standardy emisyjne pyłu dla spalania paliw określa *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 grudnia 2005r. w sprawie standardów emisyjnych z instalacji (Dz. U. Nr 260, poz. 2181)*. W przypadku starych instalacji spalania węgla kamiennego, brunatnego i koksu (dla których decyzję o pozwoleniu na budowę wydano do 1998r. i oddanych do użytkowania do 2003r.) do 2015r. dopuszczalne jest stężenie pyłu $400 \text{ mg/m}^3_{\text{u}}$ przy mocy cieplnej 5-50 MW oraz $700 \text{ mg pyłu/m}^3_{\text{u}}$ przy mocy poniżej 5 MW. Od 1 stycznia 2016r. wartości te zostaną obniżone odpowiednio do 100 i $200 \text{ mg pyłu/m}^3_{\text{u}}$. Dla nowych instalacji spalania paliw stałych obowiązuje standard emisyjny $100 \text{ mg pyłu/m}^3_{\text{u}}$.

Zalecany, ze względu na obniżenie emisji rtęci, jest odpowiedni dobór rodzaju paliwa oraz wdrożenie technik oczyszczania węgla. Preferowane jest stosowanie paliw o obniżonej zawartości rtęci, co ma miejsce w przypadku zamiany węgla na paliwo gazowe lub płynne. Jeśli zmiana stosowanego paliwa węglowego nie jest możliwa, zalecane jest stosowanie procesów usuwania rtęci z węgla przed jego spalaniem. Metody odpirytowania węgla pozwalają usunąć z paliwa także rtęć związaną z siarką. Do metod tych należą: flotacja i metoda grawitacyjna. Flotacja polega na wykorzystaniu właściwości przylepiania się drobno zmielonych cząstek węgla do pęcherzyków powietrza i wypływania wraz z nimi w postaci piany na powierzchnię wody. Metoda grawitacyjna polega na rozdzieleniu węgla i pirytu w specjalnych młynach węglowych i separatorach.

Zalecane jest także stosowanie technik oczyszczania spalin, w szczególności metod odpylania (filtry tkaninowe, elektrofiltry), jak również systemów odsiarczania spalin. Ze względu na skład paliwa (obecność siarki, substancji organicznych, chloru i metali alkalicznych), parametry prowadzonego procesu spalania (temperatura), oddziaływanie z innymi składnikami spalin, rtęć może występować w spalinach w różnych formach, co determinuje jej skuteczność usuwania ze spalin.

Obecność elektrofiltrów i filtrów tkaninowych pozwala usuwać rtęć i jej związki wchodzące w skład pyłu, poprzez wykorzystanie zjawiska filtracji i własności elektryzowania cząstek pyłu. Proces odsiarczania spalin powoduje kondensację gazowej rtęci na cząstkach pyłu, a znaczna część pyłów z procesów spalania węgla tworzy niedopalony węgiel o właściwościach adsorpcyjnych. Redukcja emisji rtęci może być powodowana zatrzymaniem rtęci związanej na cząstkach pyłu, jak i części rtęci obecnej w spalinach w stanie gazowym (Hławiczka, 2008).

3. Strategie redukcji emisji rtęci do powietrza z procesów przemysłowych.

Dla redukcji emisji rtęci towarzyszącej produkcji (*by-product emission*) istotne są także strategie:

- redukcji emisji rtęci z produkcji żelaza i stali,
- redukcji emisji rtęci z produkcji metali nieżelaznych,
- redukcji emisji rtęci z produkcji cementu,
- ograniczenia zużycia rtęci w przemyśle chloro-alkalicznym.

3.1. Produkcja żelaza i stali.

Średnioroczna emisja rtęci do powietrza w Polsce w latach 2005-2007 z produkcji żelaza i stali (grupa SNAP 0402) wyniosła 0,8 ton Hg (IOŚ 2009a, b, c), co stanowi 4% emisji rtęci do powietrza (Panasiuk i in., 2009).

W „Krajowej strategii ograniczania emisji metali ciężkich” (MŚ, 2002) dla instalacji do produkcji żelaza i stali, wobec braku perspektyw rozwoju ilościowego surowcowej części hutnictwa stali, przewidywano ograniczenie emisji metali ciężkich.

Zgodnie z *Ustawą z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* i *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz. U. Nr 122, poz. 1055)* pozwolenia zintegrowanego (stosowania najlepszych dostępnych technik) wymaga prowadzenie instalacji do prażenia lub spiekania rud metali oraz pierwotnego lub wtórnego wytopu surowki żelaza lub stali surowej, w tym do ciągłego odlewania o zdolności produkcyjnej ponad 2,5 tony wytopu na godzinę - wdrożenie dyrektywy IPPC nr 96/61/WE.

Wytyczne dla najlepszych dostępnych technik w sektorze produkcji żelaza i stali w celu zmniejszenia emisji metali ciężkich, w tym także rtęci, zawarte zostały w dokumencie BREF dla tej branży (*BREF on the Production of Iron and Steel*; EC, 2001a) i opisane przez Panasiuka i in. (2006). Proponowane dla produkcji żelaza i stali metody redukcji emisji rtęci nie są przeznaczonymi specjalnie dla tego zanieczyszczenia. Rtęć obecna w gazach technologicznych znajduje się na drugim stopniu utlenienia (Hg^{2+}), stąd rekomendowane metody dotyczą w głównej mierze wydajnych systemów odpylania (Hławiczka, 2008).

Dla *procesów spiekania* w celu zmniejszenia emisji metali ciężkich:

- zalecane jest wprowadzenie systemów mokrych płuczek dla usuwania rozpuszczalnych form chlorków metali ciężkich, szczególnie chlorku ołowiu (>90%), a także związków rtęci,
- zmniejszenie emisji rtęci można osiągnąć także poprzez odpylanie połączone z dodatkowym zastosowaniem związków wapnia,
- ze względu na obecność zanieczyszczeń, zalecane jest zaniechanie zawracania pyłu z ostatniej sekcji odpylania elektrostatycznego (ESP) do ponownego wykorzystania w cyklu technologicznym spiekania, lecz deponowanie na odpowiednio zabezpieczonych składowiskach (wodoszczelnych, z kontrolą odcieków), w celu minimalizacji zrzutów metali ciężkich do gleby,
- jako bardziej zaawansowane proponowane jest wprowadzenie systemów selektywnej redukcji katalitycznej.

W *wielkich piecach* w celu efektywnego odpylania gazów technologicznych zalecane jest wprowadzenie technik separacyjnych oraz systemów skrubców, mokrych elektrofiltrów lub innych technik odpylania o podobnej skuteczności.

W *stalowniach konwertorowo-tlenowych* zalecane jest we wstępnym procesie odpylania gazów technologicznych stosowanie systemów oczyszczania spalin, systemów suchych elektrofiltrów oraz płuczek, na dalszych etapach procesu odpylania stosowanie filtrów tkaninowych lub elektrofiltrów.

Emisja rtęci do powietrza może pojawić się na etapie wtórnych procesów produkcji żelaza i stali, stąd dla *stalowni z elektrycznymi piecami łukowymi* zaleca się wyposażenie w odpowiednie systemy zbierania pyłu i odpylania przez filtry tkaninowe. Stężenie pyłów za filtrami tkaninowymi nie powinno przekraczać 5 mg/m_n^3 dla nowych zakładów oraz 15 mg/m_n^3 dla istniejących jednostek (EC, 2001a).

Ze względu na redukcję emisji rtęci istotne jest stosowanie jako składnika wsadu kierowanego do wytopu złomu, z którego usunięto elementy zawierające rtęć. W dalszych etapach mogą zostać wprowadzone nowe technologie redukcyjnego wytopiania żelaza (Panasiuk i in., 2006).

3.2. Produkcja metali nieżelaznych.

Średnioroczna emisja rtęci do powietrza w Polsce w latach 2005-2007 z produkcji metali nieżelaznych (kategorie SNAP 030304–030308) wyniosła 1,0 ton Hg (IOŚ 2009a, b, c), co stanowi 6% emisji rtęci do powietrza (Panasiuk i in., 2009). Źródłem emisji rtęci są śladowe stężenia tego zanieczyszczenia w gazach procesowych pochodzących z pieca do wytopiania miedzi, cynku i ołowiu, jak również z wytwarzanego kwasu siarkowego, który jest produktem ubocznym.

W „Krajowej strategii ograniczania emisji metali ciężkich” (MŚ, 2002) dla instalacji do produkcji ołowiu i cynku oraz miedzi, wobec dokonanego postępu technologicznego, przewidywano znaczne spadki emisji metali ciężkich z tych procesów.

Zgodnie z Ustawą z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.) i Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz. U. Nr 122, poz. 1055) pozwolenia zintegrowanego (stosowania najlepszych dostępnych technik) wymaga prowadzenie instalacji do produkcji metali nieżelaznych oraz wtórnego wytopu metali nieżelaznych lub ich stopów powyżej 4 ton wytopu na dobę dla ołowiu i kadmu lub powyżej 20 ton wytopu na dobę dla pozostałych metali - wdrożenie dyrektywy IPPC nr 96/61/WE.

Wytyczne dotyczące najlepszych dostępnych technik dla produkcji metali nieżelaznych zawarte zostały w dokumencie BREF dla tego sektora (*BREF in the Non Ferrous Metals Industries*; EC, 2001b) i opisane przez Panasiuka i in. (2006). Można założyć, iż powszechnie stosowane w tym sektorze metody odpylające tj. filtry tkaninowe do usuwania pyłu, pozwalają także zatrzymać znaczną część obecnej w gazach rtęci.

Zalecanymi dla tej branży metodami redukcji emisji rtęci są metody wykorzystujące konwersję chemiczną rtęci i jej związków do usuwania rtęci z gazów procesowych, jak również z wytwarzanego kwasu siarkowego. W takich przypadkach, za techniki BAT uznawane są:

- proces Boliden/Norzink z odzyskiwaniem roztworu płuczącego i wytwarzaniem rtęci metalicznej,
- proces Bolchem z odfiltrowywaniem siarczku rtęci dla umożliwienia zawrócenia kwasu na etap adsorpcji,
- proces Outokumpu,
- proces tiocyjanianianu sodu.

Za najlepsze dostępne techniki w tej branży uznaje się także metody z użyciem filtru selenowego i płuczki selenowej. Metodę płuczki selenowej (skrubera selenowego, *selenium scrubber*) stosuje się w procesach wymagających usuwania dużych ilości rtęci ze spalin. Lotna rtęć reaguje z elementarnym selenem i kwasem siarkowym o stężeniu 20-40%. Skuteczność usuwania rtęci opisaną metodą wynosi 90-95%. Poza tym zalecane jest

stosowanie filtrów adsorpcyjnych z węglem aktywnym do usuwania par rtęci ze strumienia gazu oraz dioksyn.

W przypadku procesów, w których nie jest praktykowane usuwanie rtęci z gazów, za BAT uznaje się dwa poniższe procesy, służące do zmniejszenia zawartości rtęci w kwasie siarkowym wytwarzanym podczas produkcji metali nieżelaznych:

- proces wymiany jonowej Superlig,
- proces z jodkiem potasu.

Emisje dotyczące powyższych procesów dotyczą każdej rtęci resztkowej występującej w wytworzonym kwasie, normalnie jest to <0,1 ppm (mg/l), co jest odpowiednikiem ~0,02 mg/m³ w oczyszczonym gazie.

3.3. Produkcja cementu.

Średnioroczna emisja rtęci do powietrza w Polsce w latach 2005-2007 z produkcji cementu (kategoria SNAP 030311) wyniosła 1,7 ton Hg (IOŚ 2009a, b, c), co stanowi 9% emisji rtęci do powietrza (Panasiuk i in., 2009).

W „Krajowej strategii ograniczania emisji metali ciężkich” (MŚ, 2002) dla instalacji do produkcji klinkieru cementowego zauważono tendencję obniżania wskaźników emisji metali ciężkich przy wzroście produkcji cementu. Wśród strategicznych kierunków działania na trzecim miejscu usytuowano wspieranie ograniczeń emisji pyłów z przemysłu, a szczególnie produkcji cementu.

Zgodnie z *Ustawą z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* i *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz. U. Nr 122, poz. 1055)* pozwolenia zintegrowanego (stosowania najlepszych dostępnych technik) wymaga prowadzenie instalacji do produkcji klinkieru cementowego w piecach obrotowych o zdolności produkcyjnej ponad 500 ton na dobę - wdrożenie dyrektywy IPPC nr 96/61/WE.

Wytyczne dla najlepszych dostępnych technik w sektorze produkcji cementu zawarte zostały w dokumencie BREF dla przemysłu cementowo-wapienniczego (*BREF for Cement and Lime Manufacturing Industries*; EC, 2001c) i opisane przez Panasiuka i in. (2006). Rtęć w głównej mierze jest adsorbowana na cząstkach pyłu, który powstaje podczas produkcji klinkieru. Dlatego też działania obniżające emisję rtęci w tym sektorze będą związane w głównej mierze ze zmniejszaniem emisji pyłu, poprzez stosowanie metod pierwotnych, oraz usuwania pyłu i zapobieganiu emisji niezorganizowanej.

Pośród metod pierwotnych redukcji emisji rtęci zaleca się:

- kontrolę oraz odpowiedni dobór surowców stosowanych w procesie produkcji, charakteryzujących się niską zawartością siarki, azotu, chloru oraz metali ciężkich i lotnych związków organicznych,
- odpowiednie składowanie surowców do produkcji, zapobieganie emisji niezorganizowanej pyłu poprzez stosowanie zamkniętych, chronionych przed wiatrem miejsc składowania, stosowanie odpowiednich systemów wentylacyjnych, systemów nawilżania powierzchni składowania i transportu, jak również systemów zbierania pyłu.

Metody wtórne w głównej mierze dotyczą wysokoefektywnych metod odpylania:

- stosowanie technik ograniczania emisji pyłu (minimalizacja lub zapobieganie emisji niezorganizowanej) oraz systemów filtrów tkaninowych lub odpylaczy elektrostatycznych o budowie modułowej wyposażonych w sygnalizację uszkodzenia worków,
- stosowanie metod odsiarczania spalin tj. mokre skrubery oraz wdrażanie metod adsorpcyjnych, jak stosowanie filtrów z węglem aktywnym.

3.4. Produkcja chloru.

Średnioroczna emisja rtęci do powietrza w Polsce w latach 2005-2007 z produkcji chloru (kategoria SNAP 040413) wyniosła 0,3 ton Hg (IOŚ 2009a, b, c), co stanowi 1% emisji rtęci do powietrza (Panasiuk i in., 2009). Źródłem zanieczyszczenia rtęcią powietrza jest proces rtęciowy (ogniwo Castnera), używany od 1892r., który jest najtańszą, ale najbardziej szkodliwą dla środowiska metodą produkcji chloru. Wycofanie technologii rtęciowej PCC Rokita S.A. w Brzegu Dolnym powinno wyeliminować problem emisji rtęci w tym sektorze. Jedynym producentem monomeru chlorku winylu (MCW) w Polsce są zakłady ANWIL S.A. we Włocławku, które stosują metodę zbilansowanego chlorowania i oksychlorowania etylenu. W Polsce do produkcji MCV nie używa się katalizatorów rtęciowych (chlorowodorowania acetyleny wobec chlorku rtęci jako katalizatora; MŚ, 2005b).

W „Krajowej strategii ograniczania emisji metali ciężkich” (MŚ, 2002) dla instalacji elektrolitycznej produkcji chloru z użyciem elektrolizerów rtęciowych, po konwersji 2 zakładów na technologię bezrtęciową, przewidywano zaniechanie produkcji chloru w jednym zakładzie i przejście na metody bezrtęciowe w pozostałych 2 zakładach.

Zgodnie z *Ustawą z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* i *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz. U. Nr 122, poz. 1055)* pozwolenia zintegrowanego (stosowania najlepszych dostępnych technik) wymaga prowadzenie instalacji do wytwarzania, przy zastosowaniu procesów chemicznych, podstawowych produktów lub półproduktów chemii organicznej m.in. chloru - wdrożenie dyrektywy IPPC nr 96/61/WE.

Dyrektywa IPPC jest jedynym prawnie obowiązującym instrumentem regulującym stopniowe wycofywanie technologii rtęciowej w krajach UE. Wytyczne dla produkcji chloru z zastosowaniem metody rtęciowej zawarte zostały w dokumencie BREF dla przemysłu chloroalkalicznego (*BREF for Chloro-Alkali Manufacturing Industry*; EC, 2001d) i opisane przez Panasiuka i in. (2006). Także Komisja Paryska (PARCOM) decyzją nr 90/3 zarekomendowała w 1990r. zakończenie produkcji metodą rtęciową do 2010r. Ścisłe zastosowanie zapisów zawartych w dyrektywie IPPC oraz decyzji PARCOM nr 90/3, co oznaczałoby zakończenie produkcji chloru metodą rtęciową we wszystkich krajach Unii Europejskiej.

Na etapie doboru procesu technologicznego:

- za najlepszą dostępną technikę do produkcji chloru i alkaliów uważa się technologię membranową. Również technologia przeponowa bez użycia azbestu może zostać uznana za BAT (EC, 2001d).

Dla istniejących instalacji elektrolizerów rtęciowych najlepsze dostępne techniki obejmują:

- przejście na technologię membranową,
- w ostatnim okresie ich działania należy ograniczyć do minimum straty rtęci przedostającej się do wód poprzez ograniczenie ilości ścieków oraz oczyszczanie wszystkich zawierających rtęć strumieni ściekowych.

Dla instalacji elektrolizy rtęciowej, osiągalne są średnie roczne emisje do powietrza:

- hala elektrolizerów 0,2 – 0,3 g Hg/ t zdolności produkcyjnej chloru,
- wylotowe gazy procesowe łącznie z jednostką destylacji rtęci 0,0003–0,01 g Hg/ t Cl,
- nie oczyszczone powietrze chłodzące z jednostki destylacji rtęci 0,006-0,1 g Hg/ t Cl,
- wodór gazowy <0,003 g Hg/ t Cl.

Osiągalna jest całkowita emisja rtęci do powietrza, wód i produktów (sody kaustycznej) w granicach 0,2-0,5 g Hg/ t Cl.

Dla istniejących instalacji produkcji chloru metodą rtęciową można osiągnąć poprzez zastosowanie odpowiednich metod pierwotnych i wtórnych (EMECAP, 2004; Kraus i in., 2006; Hławiczka, 2008). Wśród metod pierwotnych dla istniejących instalacji proponuje się kontrolę parametrów technologicznych, w tym szczelności elektrolizerów, dodatkowe ich uszczelnianie oraz zapobieganie wyciekom rtęci. Metody wtórne kontroli emisji rtęci dotyczą jej usuwania ze strumienia wodoru powstającego podczas produkcji, poprzez przepuszczanie go przez złożę węgla aktywnego impregnowanego siarką. Zalecane jest także ograniczenie ilości niezbędnych remontów elektrolizerów i towarzyszących urządzeń technologicznych, w celu ograniczenia emisji rtęci towarzyszącej remontom.

4. Strategie redukcji emisji rtęci z użytkowania produktów.

Odpady produktów zawierających rtęć są istotnym źródłem emisji rtęci do środowiska. Źródła tych odpadów są różnorodne, jak również ilość materiałów zawierających rtęć w strumieniu odpadów może być zróżnicowana. Na składowiska odpadów komunalnych trafiają m.in. zużyte baterie i akumulatory, urządzenia oświetleniowe (światłówki, lampy metalohalogenkowe, neonowe, rtęciowe i sodowe), sprzęt elektryczny i elektroniczny, urządzenia kontrolno-pomiarowe typu termometry, barometry i przekaźniki rtęciowe, amalgamat rtęciowy, a także opakowania po farbách.

W celu zmniejszenia emisji rtęci zalecane jest dążenie do zapobiegania i minimalizacji ilości odpadów zawierających rtęć. Działaniem najważniejszym, decydującym o zmniejszeniu ilości wytwarzanych odpadów, zawierających rtęć, oraz wynikającej z tego emisji, jest zapobieganie obecności elementów zawierających rtęć w odpadach. W przypadku istniejących odpadów, działania prowadzące do zmniejszenia ilości odpadów, związane z działaniami o charakterze technicznym polegają m.in. na odzysku rtęci z odpadów oraz właściwych metodach spalania i składowania odpadów.

Działaniom o charakterze technicznym powinny towarzyszyć działania o charakterze organizacyjnym, informacyjnym i edukacyjnym, jako najbardziej efektywne ekonomicznie, w porównaniu do kosztów składowania lub spalania odpadów. Nietechniczne działania powinny wskazywać konsekwencje dla zdrowia ludzkiego i środowiska, jakie mogą wynikać z emisji rtęci. Istotne jest także zapobieganie niekontrolowanemu składowaniu odpadów na obrzeżach miast.

Dla redukcji emisji rtęci zawartej w produktach istotne są strategie:

- ograniczenia stosowania rtęci w produktach (baterie i akumulatory, lampy, sprzęt elektryczny i elektroniczny, urządzenia kontrolno-pomiarowe, farby),
- ograniczenia stosowania rtęci (amalgamatu stomatologicznego) w praktyce dentystycznej,
- wzrostu wiedzy i świadomości ekologicznej użytkowników produktów zawierających rtęć (m.in. termometrów lekarskich),
- wspierania selektywnej zbiórki i odzysku odpadów zawierających rtęć,
- redukcji emisji rtęci do powietrza ze spalania odpadów,
- redukcji emisji rtęci ze składowisk odpadów (do powietrza, wód i gleby).

4.1. Stosowanie rtęci w produktach.

Stosowanie rtęci w produktach (ok. 9,4 ton Hg rocznie) skutkuje emisjami rtęci do powietrza w wyniku uszkodzeń produktów zawierających rtęć w trakcie ich użytkowania oraz złomowania stali, emisjami do powietrza ze spalania odpadów komunalnych oraz emisjami do powietrza, wód i gleby ze składowania odpadów komunalnych.

Panasiuk i in. (2009) oszacowali, że z tego strumienia rtęci 2,9 ton jest poddawane recyklingowi lub bezpiecznie składowane, 0,5 ton Hg jest emitowane do powietrza w ciągu pierwszych 10 lat po wprowadzeniu na rynek produktów, a pozostałe 6,0 ton Hg trafia na składowiska odpadów lub jest zawarta w produktach nadal użytkowanych, co skutkuje emisjami do powietrza, wód i gleby, patrz tabela 2.

Tabela 2. Emisja do powietrza, recykling i bezpieczne składowanie oraz pozostałe miejsca zgromadzenia rtęci z użytkowania produktów zawierających rtęć wprowadzonych na polski rynek w 2008r. (Panasiuk i in., 2009)

	w ciągu pierwszego roku (tony)	w ciągu pierwszych 10 lat (tony)
Emisja do powietrza	0,32	0,46
Recykling i bezpieczne składowanie rtęci	2,17	2,89
Składowanie odpadów komunalnych + rtęć zawarta w produktach pozostających w użyciu	6,90	6,04
RAZEM	9,40	9,40

W „Krajowej strategii ograniczania emisji metali ciężkich” (MŚ, 2002) dla eliminacji ze stosowania produktów zawierających rtęć, stwierdzono, że został rozwiązany problem produkcji i stosowania pestycydów, farb i lakierów oraz eliminacji rtęci z baterii alkalicznych manganowych. Przewidywano, że największy problem będzie stanowić organizacja systemu zbierania i utylizacji zużytych świetlówek.

W Polsce wprowadzone zostały przepisy dotyczące:

- zawartości rtęci w bateriach i akumulatorach (*Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 17 października 2002r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać wytwarzane i wprowadzane do obrotu baterie i akumulatory (Dz. U. Nr 182, poz. 1519)* i *Ustawa z dnia 24 kwietnia 2009r. o bateriach i akumulatorach (Dz. U. Nr 79, poz. 666)* - wdrożenie dyrektyw 98/101/WE i 2006/66/WE, w ogniwach guzikowych nie więcej niż 2% wagowo rtęci, w pozostałych bateriach i akumulatorach nie więcej niż 0,0005% wagowo rtęci,
- wykorzystywania rtęci w sprzęcie elektrycznym i elektronicznym oraz lampach (*Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 27 marca 2007r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących ograniczenia wykorzystywania w sprzęcie elektrycznym i elektronicznym niektórych substancji mogących negatywnie oddziaływać na środowisko (Dz. U. Nr 69, poz. 457)* - wdrożenie dyrektywy 2002/95/WE, dopuszczone wykorzystanie rtęci w kompaktowych lampach flourescencyjnych (5 mg na lampę) oraz prostych lampach flourescencyjnych,
- zakazu wprowadzania do obrotu rtęci w termometrach lekarskich oraz przeznaczonych do powszechnej sprzedaży urządzeniach kontrolno-pomiarowych: ciśnieniomierzach i barometrach (*Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 3 października 2008r. zmieniające rozporządzenie w sprawie ograniczeń, zakazów lub warunków produkcji, obrotu lub stosowania substancji niebezpiecznych i preparatów niebezpiecznych oraz zawierających je produktów (Dz. U. Nr 190, poz. 1163)*), termometry wprowadzone do obrotu przed 3 kwietnia 2009r. mogą być używane w domach i szpitalach - wdrożenie dyrektywy 2007/51/WE,
- zakazu stosowania rtęci w farbach oraz preparatach do konserwacji i impregnacji (*Rozporządzenie Ministra Gospodarki i Pracy z dnia 5 lipca 2004r. w sprawie ograniczeń, zakazów lub warunków produkcji, obrotu lub stosowania substancji niebezpiecznych i preparatów niebezpiecznych oraz zawierających je produktów (Dz. U. Nr , poz. 1762 z późn. zm.)* - wdrożenie dyrektywy 89/677/EWG.

Do działań nakierowanych na ograniczenie stosowania rtęci w produktach zalicza się:

- wprowadzenie opłat produktowych lub depozytowych dla produktów zawierających rtęć,
- ograniczenie lub zakaz produkcji baterii guzikowych z zawartością rtęci,
- ograniczenie zużycia rtęci w sprzęcie elektronicznym i urządzeniach kontrolno-pomiarowych, jako efekt ograniczenia stosowania baterii rtęciowych,
- zastępowanie produkcji lamp starych technologicznie przez urządzenia świetlne nowej generacji o zmniejszonej zawartości rtęci,
- kontrolę zakazu sprzedaży sprzętu elektrycznego i elektronicznego zawierającego rtęć,
- kontrolę zakazu sprzedaży termometrów rtęciowych,
- rozszerzenie zakazu sprzedaży urządzeń pomiarowych zawierających rtęć na placówki medyczne (niektóre państwa UE wprowadziły przepisy krajowe zakazujące stosowania rtęci w opiece zdrowotnej),
- ograniczenie stosowania rtęci w wyłącznikach i przekaźnikach elektrycznych (zamianie na mechaniczne i magnetyczne),
- zamianę termostatów rtęciowych na elektroniczne,

- wprowadzenie dalszych ograniczeń w zakresie stosowania rtęci w produkcji różnego rodzaju urządzeń,
- zastępowanie rtęci pierwotnej przez rtęć z odzysku surowcowego,

Jeśli zakaz obejmuje tylko określony region oraz dotyczy produkcji (bez ograniczania wprowadzania produktów na rynek), wówczas istnieje ryzyko realokacji produkcji, co wiąże się ze zmniejszeniem wpływu wprowadzonych środków zakazu. Dlatego bardziej skuteczne są ograniczenia sprzedaży produktów zawierających rtęć.

Istotnym źródłem emisji rtęci do środowiska są baterie guzikowe (o średnicy większej niż wysokość) stosowane do zegarków, kalkulatorów, palmtopów, zegarów czasu rzeczywistego w komputerach osobistych, przenośnych konsol gier, tokenów bankowych, pilotów samochodowych i liczników rowerowych, latarek diodowych i instalacji „LED art”, aparatów słuchowych, glukometrów i innych przenośnych urządzeń medycznych, a także laserowych wskaźników celu do prezentacji i celowników kolimatorowych.

Zamiennikami baterii guzikowych rtęciowych (do 2% zawartości rtęci) są:

- srebrowe, z osiąganym wysokim napięciem i płaską krzywą rozładowywania, stanowiące najlepszy, ale kosztowny zamiennik,
- baterie cynkowo-powietrzne, o dobrej krzywej rozładowywania podobnej jak w bateriach rtęciowych, ale krótszej żywotności,
- alkaliczne, z wysokością napięcia szybko spadającą w trakcie użytkowania.

Wycofywanie tradycyjnych żarówek (nieefektywnych energetycznie lamp z żarnikiem) zgodnie z *Rozporządzeniem Komisji (WE) nr 244/2009/WE z dnia 18 marca 2009r. w sprawie wykonania dyrektywy 2005/32/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w odniesieniu do wymogów dotyczących ekoprojektu dla bezkierunkowych lamp do użytku domowego (Dz.U. UE L 76/2009)* spowoduje wzrost sprzedaży świetlówek kompaktowych z dopuszczalną zawartością rtęci 5 mg na lampę i ulepszonych żarówek halogenowych. Obecnie energooszczędne kompaktowe lampy fluorescencyjne o najmniejszej zawartości rtęci zawierają 1,23 mg rtęci na lampę. Docelowym rozwiązaniem jest zastąpienie świetlówek kompaktowych przez lampy diodowe (technologia LED).

W przypadku świetlówek liniowych działania powinny polegać na stopniowym wycofywaniu ze sprzedaży lamp z luminoforem halofosforanowym na rzecz lamp z luminoforem trójpasowym i wielopasowym. Ponadto świetlówki liniowe mogą być pokrywane dodatkową powłoką ochronną zabezpieczającą przed wydostaniem się związków rtęci na zewnątrz w razie przypadkowego uszkodzenia.

Obowiązujące w Polsce *Rozporządzenie Komisji (WE) nr 245/2009 z dnia 18 marca 2009 r. w sprawie wykonania dyrektywy 2005/32/WE Parlamentu Europejskiego i Rady w odniesieniu do wymogów dotyczących ekoprojektu dla lamp fluorescencyjnych bez wbudowanego statecznika, dla lamp wyładowczych dużej intensywności, a także dla stateczników i opraw oświetleniowych służących do zasilania takich lamp (Dz.U. UE L 76/2009)* wymaga wycofania ze sprzedaży:

- lamp fluorescencyjnych T8 (średnicy 26 mm) z luminoforem halofosforanowym oraz lamp T8 i T5 (śr. 16 mm) mających wskaźnik oddawania barw <80, od 13 kwietnia 2010r.,
- lamp fluorescencyjnych T10 i T12 (śr. 38 mm) z luminoforem halofosforanowym, od 13 kwietnia 2012r.,

- wysokoprężnych lamp rtęciowych, od 13 kwietnia 2015r.

Obecnie energooszczędne lampy fluorescencyjne o najmniejszej zawartości rtęci zawierają 1,4 mg rtęci na lampę, a lampy dużej intensywności – 12 mg.

4.2. Stosowanie rtęci w praktyce dentystycznej.

Amalgamaty dentystyczne są szeroko rozpowszechnionymi wypełnieniami w zębach odcinka bocznego. Stosowanie amalgamatu stomatologicznego w gabinetach dentystycznych w Polsce skutkuje wprowadzaniem na rynek ok. 10 ton rtęci rocznie. Panasiuk i in. (2009) oszacowali, że z tej masy 2,2 ton Hg jest gromadzone w społeczeństwie jako nowe wypełnienia, 5,8 ton Hg jest zastąpieniem poprzednich wypełnień, a 2,0 t Hg pozostaje jako odpad niebezpieczny przy sporządzeniu nadmiernej ilości mieszanki. Problemem są odpady powstające z usuwanych starych wypełnień. Oszacowana roczna emisja do powietrza w Polsce w 2006r. z procesów spalania odpadów amalgamatu wraz z odpadami zakaźnymi wyniosła 1,45 ton Hg, a emisja z wypełnień dentystycznych w procesach kremacji zwłok – 0,04 t Hg, co razem stanowi 8% emisji rtęci do powietrza. Poza tym rocznie 0,8 ton rtęci związanej w postaci amalgamatu trafia ze zwłokami grzebanymi do ziemi.

Redukcja emisji rtęci ze stosowania amalgamatu dentystycznego

Sposób zbierania odpadów amalgamatu dentystycznego (kod 18 01 10*) określa *Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 23 sierpnia 2007r. w sprawie szczegółowego sposobu postępowania z odpadami medycznymi (Dz. U. Nr 162, poz. 1153)*. Odpady zaliczone do grupy odpadów specjalnych powinny zbierać się selektywnie (w żółtych workach) w miejscach ich powstawania. Praktycznie nadmiar przygotowanego nowego amalgamatu oraz największe kawałki usuniętego starego amalgamatu są zbierane do słoiczek z wodą, co ogranicza parowanie rtęci, i przekazywane osobno.

Jako dopuszczalny sposób unieszkodliwiania odpadów amalgamatu dentystycznego *Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 23 grudnia 2002r. w sprawie dopuszczalnych sposobów i warunków unieszkodliwiania odpadów medycznych i weterynaryjnych (dz. U. 8 z 2003r., poz. 104 z późn. zm.)* określa obróbkę fizyczno-chemiczną. Rtęć może być odparowywana w temp. 340-650 °C, a następnie skraplana w niższych temperaturach (Ulewicz i Maciejewski, 2009). Problemem w Polsce jest reszta usuniętego starego amalgamatu osadzająca się na jednorazowych filtrach na spluwaczkach, która trafia do masy odpadów zakaźnych, gromadzonych w workach koloru czerwonego i podlegających procesom spalania.

Do działań nakierowanych na redukcję emisji rtęci z praktyki dentystycznej należą:

- zwiększenie recyklingu odpadów amalgamatu,
- instalowanie separatorów amalgamatu do systemów ssących (ograniczenie przedostawania się cząstek amalgamatu do kanalizacji),
- zakaz stosowania amalgamatu rtęciowego w wypełnieniach dentystycznych.

Separator amalgamatu służy do prowadzenia w sposób ciągły separowania amalgamatu ze spluwaczki, a także separowania powietrza zasysanego z ust. W wirówce następuje oddzielanie cząstek amalgamatu z wydzieliny. Odwirowana ciecz odprowadzana jest do sieci kanalizacyjnej, a cząstki amalgamatu zbierają się w odbieralniku.

Wycofanie amalgamatu dentystycznego

Radykalnym rozwiązaniem problemu gospodarowania odpadami amalgamatu może być zakaz stosowania wypełnień amalgamatowych. „Strategia Wspólnoty w sprawie rtęci” (EC, 2005b) zakładała rozważenie przez Komisję Europejską wykorzystania rtęci w amalgamacie dentystycznym i zasięgnięcie opinii Komitetu Naukowego ds. Zagrożenia dla Zdrowia i Środowiska w celu stwierdzenia, czy dodatkowe środki regulacyjne są odpowiednie. W 2008r. stosowanie amalgamatu dentystycznego zostało zabronione przez prawodawstwo krajowe w Norwegii, Szwecji i Danii. W innych krajach UE (Finlandii, Niemczech i Austrii) oraz w Kanadzie, Japonii i Australii jest ono ograniczone do stosowania w niektórych specyficznych przypadkach bądź też objęte ostrzeżeniami dla dzieci, kobiet w ciąży i w wieku rozrodczym oraz osób z uszkodzonymi nerkami i systemem odpornościowym.

Oddziaływanie wypełnień amalgamatowych na organizm człowieka jest dyskusyjne. Jańczuk (2004) podaje, że przeciętna absorpcja rtęci u pacjentów z wypełnieniami amalgamatowymi wynosi 1-2 µg/dobę, co stanowi 10% normalnego spożycia codziennego rtęci z pożywienia, wody i powietrza. Do wad amalgamatu zalicza się przewodnictwo cieplne, nieestetyczną barwę, możliwość przebarwienia zębów i udział w procesach elektro-chemicznych jamy ustnej oraz występującą bardzo rzadko alergię na amalgamat.

Alternatywnymi materiałami do wypełnień dentystycznych są materiały kompozytowe (złożone) ceramiczno-polimerowe. Materiały te mogą być światłoutwardzalne (promieniami UV) lub chemoutwardzalne (aktywacja chemiczna). Jednak amalgamaty dentystyczne po stwardnieniu przewyższają twardością jakikolwiek cement lub materiał kompozytowy (Combe, 1997). Amalgamatowe wypełnienia dentystyczne mają także inne zalety, które powodują, że nadal są stosowane: niski koszt materiału, łatwość zakładania (2-3 razy krótszy czas potrzebny do założenia wypełnienia), tolerancję na niezbyt dobre warunki i dłuższa trwałość.

W stanowisku Ministra Zdrowia (MZ, 2005) stwierdzono, że zastąpienie amalgamatu dentystycznego innego rodzaju wypełnieniami nie stanowi obecnie problemu technologicznego. Wypełnienia zastępcze są równie trwałe, a ponadto znacznie bardziej estetyczne. Jako czynniki negatywne, należy zauważyć problem biokompatybilności wypełnień zastępujących amalgamat i ich wyższy koszt. Wziąwszy pod uwagę skalę zagrożenia wypełnień amalgamatowych Minister Zdrowia ocenił wycofanie wypełnień amalgamatowych jako możliwe do realizacji i wskazane.

Obecnie klienci prywatnych gabinetów dentystycznych płacący osobiście za usługę wybierają prawie zawsze wypełnienia kompozytowe kierując się ich wyższą estetyką (w kolorze zębów) i mniejszym ryzykiem oddziaływania na organizm. Wypełnienia amalgamatowe są zakładane jedynie w placówkach publicznych i prywatnych, które podpisały kontrakty z Narodowym Funduszem Zdrowia (NFZ) na refundację kosztów tych usług ze środków publicznych.

4.3. Wiedza i świadomość ekologiczna użytkowników.

Działania nakierowane na wzrost wiedzy i świadomości ekologicznej użytkowników produktów zawierających rtęć są kolejną ze strategii redukcji emisji rtęci zawartej w produktach.

Wśród działań zapobiegających zanieczyszczeniu rtęcią wymienia się:

- znakowanie produktów zawierających rtęć,
- promowanie segregacji odpadów,
- działania informacyjne i edukacyjne, mające na celu uświadamianie społeczeństwa na temat szkodliwego działania rtęci na zdrowie ludzkie i środowisko.

Znakowanie produktów zawierających rtęć pozwala użytkownikom na wybór tych, które nie zawierają rtęci. Jest to szczególnie ważne w odniesieniu do przełączników elektrycznych oraz urządzeń, w przypadku których większość użytkowników nie spodziewa się, iż zawierają rtęć.

Segregacja odpadów pozwala na oddzielenie odpadów zawierających rtęć ze strumienia odpadów kierowanych do spalarni odpadów komunalnych. Niewielka ilość odpadów (mniej niż 1%) zawierających duże ilości rtęci, w bateriach, lampach fluorescencyjnych, sprzęcie elektrycznym czy termostatach, powinna być oddzielona od reszty odpadów, zawierających niewielkie ilości tego zanieczyszczenia, takich jak papier, plastik i inne nieczystości (Pacyna i in., 2008).

Rtęć zawarta jest w produktach używanych w gospodarstwach domowych, które mogą ulec uszkodzeniom (termometry, ciśnieniomierze, barometry i świetlówki kompaktowe). W Polsce niska jest wiedza, jak postępować po rozbiciu termometru (ok. 1 g ciekłej rtęci), co skutkuje np. szybszym wprowadzaniem par rtęci do otoczenia przez odkurzanie powierzchni). Z kolei szczegółowe zalecenia podawane przy rozbiciu świetlówki kompaktowej (5 mg par rtęci) typu „małe fragmenty szkła usunąć za pomocą taśmy klejącej” mogą kojarzyć się z procedurą usuwania katastrofy ekologicznej i poddawać w wątpliwość sensowność stosowania tych urządzeń w gospodarstwach domowych. Należy wskazać, że jeśli świetlówka zostanie zbita podczas pracy, większość rtęci będzie pod postacią pary i wówczas najważniejsze jest szybkie przewietrzenie pomieszczenia.

Istotne jest także uświadomienie wpływu na środowisko naturalne wyrzuconych termometrów rtęciowych i zużytych świetlówek kompaktowych oraz promowanie selektywnego zbierania tych odpadów.

4.4. Selektywna zbiórka odpadów i odzysk rtęci.

Szacuje się, że w Polsce 30% masy rtęci w odpadach produktów zawierających rtęć (2,9 ton) jest poddawana recyklingowi lub bezpiecznie składowana w wyniku selektywnej zbiórki odpadów komunalnych (Panasiuk i in., 2009). Większość ładunku rtęci trafia na składowiska odpadów w efekcie niskiego poziomu zbierania baterii, sprzętu oświetleniowego, innego elektrycznego i elektronicznego oraz urządzeń kontrolno-pomiarowych.

W Polsce wprowadzone zostały przepisy dotyczące:

- zbierania i recyklingu zużytych baterii i akumulatorów (*Ustawa z dnia 24 kwietnia 2009r. o bateriach i akumulatorach (Dz. U. Nr 79, poz. 666)*, i *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 3 grudnia 2009r. w sprawie rocznych poziomów zbierania zużytych baterii przenośnych i zużytych akumulatorów przenośnych (Dz. U. Nr 215, poz. 1671)* - wdrożenie dyrektywy 2006/66/WE, roczne poziomy zbierania: w 2010r. - 18%, w 2011r. - 22%, w 2012r. - 25%, w 2013r. - 30%, w 2014r. - 35%, w 2015r. - 40%, w 2016r. i kolejnych latach - 45%,

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

- zbierania oraz odzysku i recyklingu zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (*Ustawa z dnia 29 lipca 2005r. o zużytym sprzęcie elektrycznym i elektronicznym (Dz. U. Nr 180, poz. 1495, z późn. zm.)*) i obowiązujące *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 grudnia 2008r. w sprawie minimalnych rocznych poziomów zbierania zużytego sprzętu (Dz. U. Nr 235, poz. 1615)* - wdrożenie dyrektywy 2002/96/WE, minimalne roczne poziomy zbierania: sprzętu oświetleniowego - 40%, pozostałego zużytego sprzętu - 24%,
- zasad postępowania z pojazdami wycofanymi z eksploatacji (*Ustawa z dnia 20 stycznia 2005 r. o recyklingu pojazdów wycofanych z eksploatacji (Dz. U. Nr 25, poz. 202 z późn. zm.)*) - wdrożenie dyrektywy 2002/53/WE.

Cele i kierunki działań w gospodarce odpadami (zużytymi bateriami i akumulatorami, zużytym sprzętem elektrycznym i elektronicznym, pojazdami wycofanymi z eksploatacji) określone są w „*Krajowym Planie Gospodarki Odpadami 2010*”.

Strategia gospodarki odpadami powinna wskazywać priorytet w eliminacji produkcji odpadów u źródła oraz recykling materiałów. Recykling surowców wtórnych odzyskiwanych ze strumienia odpadów pozwala zmniejszyć negatywny wpływ odpadów zawierających rtęć na środowisko i zdrowie ludzkie. Zgodnie z wytycznymi BAT dla spalania odpadów za najbardziej efektywne w zmniejszaniu emisji rtęci uważa się działania polegające na selektywnej zbiórce i odzysku rtęci. Przekształcenia termiczne odpadów powinny odnosić się tylko do odpadów nieobjętych odzyskiem. Również składowanie odpadów jest właściwym rozwiązaniem w stosunku odpadów, których nie można zagospodarować w inny sposób (GIOŚ, 2008b).

W stosunku do odpadów zawierających rtęć „*Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2010*” zaleca następujące działania:

- udoskonalenie i rozwinięcie systemu zbierania małogabarytowych zużytych baterii i akumulatorów ze źródeł rozproszonych,
- modernizację i wdrażania nowych instalacji do przetwarzania zużytych baterii i akumulatorów,
- rozbudowę infrastruktury technicznej w zakresie zbierania i przetwarzania zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego.

Wdrażanie i rozwój programu segregacji odpadów to proces długotrwały wymagający m.in. przeprowadzenia kampanii edukacyjno-informacyjnej społeczeństwa oraz zapewnienia zbytu wysegregowanych surowców. Obowiązkiem gmin jest zbiórka odpadów niebezpiecznych powstających w strumieniu odpadów komunalnych, w tym odpadów zawierających rtęć. Wiele odpadów niebezpiecznych powstaje w sposób rozproszony, stąd najistotniejszą sprawą jest stworzenie warunków do ich zbiórki zarówno od mieszkańców, jak i małych i średnich firm. Zbiórkę powinna poprzedzać informacja społeczna o miejscu zbiórki takich odpadów: poprzez telewizję, radio, internet, prasę i informację telefoniczną. Dodatkowo punkty zbiórki odpadów niebezpiecznych, tj. zużytych baterii, urządzeń elektrycznych i elektronicznych oraz opakowań po pestycydach, powinny znajdować się w sklepach, które oferują tego typu towary.

Wśród działań kontrolnych GIOŚ (2008b) zaleca stworzenie baz danych na temat wprowadzanych na rynek przez przedsiębiorców ilości produktów zawierających rtęć np.

baterii i akumulatorów oraz nadawania użytym produktom właściwych kodów w decyzjach na odbiór odpadów komunalnych.

Zużyte świetlówki z gospodarstw domowych najczęściej trafiają do strumienia odpadów komunalnych. Wyższy poziom zbierania jest w przedsiębiorstwach, urzędach i placówkach użyteczności publicznej, które mają podpisane umowy z firmami zajmującymi się recyklingiem. W Japonii, gdzie działa sprawny system zbiórki zużytych produktów zawierających rtęć, z 5 ton rtęci zużytej do produkcji lamp fluorescencyjnych odzyskuje się tylko 0,6 ton. Do utylizacji lamp stosuje się metody suche (oddestylowanie rtęci w próżni i odzysk rtęci z gazów odlotowych) lub mokre (przeprowadzenie rtęci w postaci nierozpuszczalnych odpadów; Ulewicz i Maciejewski, 2009).

4.5. Spalanie odpadów komunalnych.

Procesy termicznego przekształcania (spalania) odpadów są jednym ze sposobów ich unieszkodliwiania. Spalanie odpadów komunalnych nie jest obecnie istotnym źródłem emisji rtęci do powietrza w Polsce: 0,05 ton Hg rocznie wg inwentaryzacji IOS (2009a, b, c) lub 0,03 ton Hg wg oszacowań Panasiuka i in. (2009). Wynika to z 0,5% udziału tego procesu z gospodarowaniu odpadami. Przewiduje się jednak wzrost znaczenia termicznego przekształcania odpadów w naszym kraju w wyniku pełnej lub częściowej realizacji planu budowy 12 spalarni odpadów: w Warszawie (rozbudowa), Łodzi, Krakowie, Katowicach, Rudzie Śląskiej, Poznaniu, Bydgoszczy, Szczecinie, Koszalinie, Trójmieście, Olsztynie i Białymstoku o koszcie inwestycyjnym 6 mld zł (lista indykatywna Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko).

W „Krajowej strategii ograniczania emisji metali ciężkich” (MŚ, 2002) dla spalania odpadów stwierdzono, że będzie bardzo trudno uzyskać wymagane normy emisji pyłów i rtęci z istniejących spalarni. Nowe zakłady termicznego niszczenia odpadów powinny spełniać normy zawarte w protokole i odpowiedniej dyrektywie Unii Europejskiej. Wśród strategicznych kierunków działania na drugim miejscu po obiektach spalania energetycznego paliw usytuowano problem spalania odpadów. Zauważono, że jest to dziedzina, która wymaga znacznego rozwoju i w przypadku złego sterowania tym rozwojem może zniweczyć skutki ograniczenia emisji metali ciężkich w innych dziedzinach.

Standardy emisyjne rtęci dla spalania i współspalania odpadów określa *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 grudnia 2005r. w sprawie standardów emisyjnych z instalacji (Dz. U. Nr 260, poz. 2181)* - wdrożenie dyrektywy 2000/76/WE. W gazach odlotowych ze spalania i współspalania odpadów dopuszczalne jest stężenie 0,05 mg Hg/m³_u.

Ponadto zgodnie z *Ustawą z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* i *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości (Dz. U. Nr 122, poz. 1055)* pozwolenia zintegrowanego (stosowania najlepszych dostępnych technik) wymaga prowadzenie instalacji do termicznego przekształcania odpadów komunalnych o zdolności przetwarzania ponad 3 tony na godzinę - wdrożenie dyrektywy IPPC nr 96/61/WE.

Procesy termicznego przekształcania odpadów powinny być prowadzone w oparciu o dobrze sprawdzone w praktyce technologie spalania. Ponadto odpady, które mają być spalane lub spopielone, muszą być wcześniej segregowane.

Na wielkość emisji z procesu spalania mają wpływ czynniki takie jak rodzaj odpadów i warunki prowadzenia procesu spalania. Wśród metod termicznego przetwarzania odpadów, w tym odpadów niebezpiecznych, Grochowalski (2010) wymienia:

- pirolizę i dopalanie gazów pirolitycznych (wymaga bardzo dokładnego oczyszczenia spalin od zanieczyszczeń),
- spalanie odpadów w piecu z paleniskiem rusztowym stałym lub ruchomym (bardzo uciążliwe w eksploatacji, technika stosowana jedynie w dużej skali, wymaga wielostopniowego systemu oczyszczania spalin),
- spalanie w piecu obrotowym z dopaleniem spalin w termoreaktorze (wymaga sprawnych systemów odpylających i sprawnego oczyszczenia spalin i ścieków),
- spalanie w piecach fluidalnych (wymaga przygotowania ujednorodnionego materiału do spalania o stabilnej wartości opałowej, sprawnego odpylenia i oczyszczania spalin),
- współspalanie w urządzeniach energetycznych (problem z oczyszczaniem spalin oraz zwiększeniem się toksyczności popiołów),
- współspalanie w piecach cementowych (problem z oczyszczaniem spalin oraz zanieczyszczeniem produktu końcowego),
- termiczne niszczenie w urządzeniach mikrofalowych (technologia opracowana głównie dla odpadów szpitalnych i stabilnych termicznie odpadów organicznych),
- termiczne niszczenie w plazmie (metoda najwłaściwsza dla wysokotoksycznych odpadów tj. gazy bojowe czy bardzo stabilne termicznie trujące związki chemiczne).

Proces termiczny powoduje, że w temperaturze prowadzenia procesu rtęć zawarta w odpadach przechodzi w stan gazowy. Pewna ilość rtęci pozostaje we frakcji stałej. Rtęć stanowi też składnik pyłu wydzielonego w urządzeniach odpylających. W przypadku rtęci stanowiącej składnik wypełnień dentystycznych podczas kremacji zwłok przechodzi ona w stan gazowy, stanowiąc składnik gazów odlotowych z krematorium (Hławiczka, 2008).

W celu redukcji emisji rtęci w sektorze spalania odpadów komunalnych, medycznych oraz niebezpiecznych proponowane są działania techniczne zgodne z wytycznymi BAT dla tego rodzaju działalności, jak również nowowprowadzane techniki (*BREF for Waste Incineration*; EC, 2006a).

Do najlepszych dostępnych techniki do redukcji emisji rtęci w sektorze spalania odpadów zalicza się:

- zamianę produktów zawierających rtęć na produkty bezrtęciowe oraz selektywną zbiórkę odpadów i odzysk rtęci,
- stosowanie metod odpylenia spalin - mokre skrubery z addytywami,
- stosowanie metod odsiarczania spalin,
- stosowanie metod adsorpcyjnych - iniekcja sorbentów do gazów, przed elektrofiltrem lub filtrami tkaninowymi,
- stosowanie metod adsorpcyjnych w postaci węgla aktywnego na złożu nieruchomym (*carbon filter beds*) oraz plackach filtracyjnych,
- stosowanie metod odazotowania spalin - selektywna redukcja katalityczna NO_x,
- współspalanie odpadów i paliw wytwarzanych z odpadów (paliw wtórnych, *recovered fuels*) w instalacjach spalania,
- współspalanie odpadów i paliw wtórnych w piecach cementowych,
- stosowanie wytycznych BAT dla instalacji spalania oraz przemysłu cementowego,

- stosowanie metod konwersji chemicznej rtęci - skrubery selenowe,
- unikanie podwyższonego stężenia rtęci w paliwach wtórnych,
- zgazowanie surowców wtórnych.

Rozpatrując typowe instalacje spalania w sektorze związanym ze spalaniem odpadów oraz procesami kremacji, dla zwiększenia efektywności redukcji emisji rtęci Pacyna i in. (2008) zalecają stosowanie optymalnego doboru następujących metod:

- segregacja odpadów,
- suche metody odpylania elektrostatycznego (*dry ESP*),
- dwustopniowe skrubery i mokre metody odpylania elektrostatycznego (*wet ESP*),
- mokre skrubery z addytywami wiążącymi Hg^{2+} np. z sorbentami,
- iniekcja węgla aktywnego oraz odpylania w filtrach tkaninowych (*FF*),
- iniekcja węgla aktywnego oraz odpylanie w skrubkach ze zwięzką Venturiego i elektrofiltrach (*ESP*),
- iniekcja węgla aktywnego wraz ze związkami wapnia oraz odpylanie w skrubkach ze zwięzką Venturiego, odpylanie w filtrach tkaninowych (*FF*).

4.6. Uwalnianie się rtęci ze składowisk odpadów komunalnych.

Składowanie odpadów jest najbardziej powszechnym sposobem unieszkodliwiania odpadów w Polsce. Panasiuk i in. (2009) oszacowali, że 4,8 ton rtęci trafia na składowiska odpadów w naszym kraju wraz z odpadami produktów wprowadzonych na rynek w ciągu jednego roku. Największy ładunek rtęci zawarty jest w odpadach sprzętu elektrycznego i elektronicznego, następnie w zużytych urządzeniach kontrolno-pomiarowych i sprzęcie oświetleniowym. Najmniejszy ładunek trafia na składowiska wraz z zużytymi bateriami, patrz tabela 3. Odpady produktów trafiających na składowiska odpadów są źródłem potencjalnego uwalniania się rtęci do wód i gleby.

Tabela 3. Ilość rtęci trafiająca na składowiska odpadów komunalnych w Polsce z użytkowania produktów zawierających rtęć wprowadzonych na rynek w 2008r. (Panasiuk i in., 2009)

Grupy produktów	Hg trafiająca na składowiska w ciągu pierwszego roku użytkowania produktów (kg)	Hg trafiająca na składowiska w ciągu pierwszych 10 latach użytkowania produktów (kg)
CAŁKOWITA ILOŚĆ RTĘCI	3 728	4 835
Baterie	732	805
Urządzenia kontrolno-pomiarowe	826	1 115
Sprzęt oświetleniowy	742	1 002
Sprzęt elektryczny i elektroniczny	1 428	1 914

Reakcje chemiczne zachodzące podczas składowania są źródłem wielu zanieczyszczeń, w tym rtęci, przedostających się do atmosfery, wód gruntowych i pozostających na długie lata w glebie. Zagrożenie zanieczyszczeniem wód dotyczy szczególnie pierwszego poziomu

wodonośnego. Ocieki ze składowiska zgromadzone na folii uszczelniającej dno składowiska zbierane są systemem drenarskim do studni zbiorczej. Okresowo kierowane są do zraszania odpadów, a nadmiar wywożony jest na oczyszczalnię ścieków. Ładunek rtęci odprowadzany do komunalnych oczyszczalni ścieków (rozdział 5.3) może trafić do gleby poprzez przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych lub do atmosfery w wyniku spalania tych osadów bez właściwej kontroli emisji (rozdział 6.1).

Wymagania dla izolacji syntetycznej składowiska, systemu drenażu odcieków i postępowania z wodami odciekowymi określa *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 marca 2003r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów* (Dz. U. Nr 61, poz. 549 z późn. zm.) określa - wdrożenie dyrektywy 1999/31/WE. Według danych dla woj. mazowieckiego (WIOŚ Warszawa, 2009) 80% odpadów komunalnych unieszkodliwionych w 2008r. trafiło na składowiska z uszczelnieniem i drenażem odcieków (75% na składowiska, które spełniały wymogi dyrektywy 1999/31/WE), a 20% odpadów na składowiska bez odpowiedniego uszczelnienia.

Ponadto dla składowisk przyjmujących odpady komunalne *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2002r. w sprawie zakresu, czasu, sposobu oraz warunków prowadzenia monitoringu składowisk odpadów* (Dz. U. Nr 220, poz. 1858) wymaga monitoringu zawartości metali ciężkich, w tym rtęci, w wodach powierzchniowych i odciekowych (co 3 miesiące w fazie eksploatacji).

Zgodnie z *Ustawą z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska* (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.) i *Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 26 lipca 2002r. w sprawie rodzajów instalacji mogących powodować znaczne zanieczyszczenie poszczególnych elementów przyrodniczych albo środowiska jako całości* (Dz. U. Nr 122, poz. 1055) pozwolenia zintegrowanego (stosowania najlepszych dostępnych technik) wymaga prowadzenie instalacji do składowania odpadów o zdolności przyjmowania ponad 10 ton odpadów na dobę lub o całkowitej pojemności ponad 25000 ton - wdrożenie dyrektywy IPPC nr 96/61/WE.

Wielkość ładunku rtęci uwalnianego ze składowisk odpadów zależy od rodzaju deponowanych odpadów oraz od przemian fizyko-chemicznych zachodzących w bryle składowiska. Istotne znaczenie dla ograniczenia ługowania i transportu zanieczyszczeń do środowiska w otoczeniu składowiska, ma zmniejszenie wydatku strumienia wód opadowych infiltrujących w głąb składowisk. Migrację zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i podziemnych w podłożu składowisk ogranicza utworzenie barier, zmniejszających wydatek strumienia wód infiltracyjnych. Materiał przeznaczony do budowy barier powinien odznaczać się dobrymi właściwościami izolującymi i brakiem negatywnego oddziaływania na środowisko wodne (Klojzy-Karczmarczyk i Mazurek, 2003).

„*Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2010*” zaleca uporządkowanie systemu składowisk odpadów komunalnych:

- dążyć do zredukowania ilości małych nieefektywnych składowisk lokalnych i zapewnić funkcjonowanie składowisk ponadgminnych w ilości od 5 do maksymalnie 15 obiektów w skali województwa,
- preferować obiekty obsługujące obszar zamieszkiwany co najmniej przez 150 tys. mieszkańców,

- pojemność chłonna składowisk powinna być wystarczająca na co najmniej 15-letni okres eksploatacji.

Cechą charakterystyczną odcieków ze składowisk odpadów komunalnych jest wysoka zawartość związków organicznych, występują w nich także metale ciężkie i WWA. W celu minimalizacji negatywnego wpływu składowisk odpadów komunalnych na środowisko wodne i glebowe oraz kontroli zanieczyszczenia odcieków, zalecane jest (Klojzy-Karczmarczyk i Mazurek, 2003):

- prowadzenie badań określających wpływ składowisk na środowisko wodne, poprzez analizę parametrów filtracyjnych odpadów deponowanych oraz warstw podłoża składowiska,
- prowadzenie kontroli odcieków i analizy wymywalności związków zanieczyszczających z odpadów,
- monitorowanie środowiska gruntowo-wodnego,
- prowadzenie badań parametrów wskaźnikowych.

5. Strategie redukcji ładunku rtęci zrzucanego do wód powierzchniowych.

Dla redukcji ładunku rtęci i jej związków zrzucanego do wód powierzchniowych istotne są strategie:

- redukcji ładunku rtęci z przemysłu chemicznego (chloro-alkalicznego, produkcji nawozów fosforowych i in.),
- redukcji ładunku rtęci z produkcji metali nieżelaznych,
- redukcji ładunku rtęci ze ścieków komunalnych.

5.1. Przemysł chemiczny.

Bezpośrednia emisja rtęci do wód z przemysłu chemicznego i niezależnie od zakładów eksploatowanych oczyszczalni tego przemysłu w Polsce w 2007r. wyniosła 1,10 ton Hg, a pośrednia emisja z tych źródeł – 0,26 ton Hg (E-PRTR, 2009), co stanowi razem 46% raportowanej emisji do wód z dużych i średnich zakładów przemysłowych oraz dużych komunalnych oczyszczalni ścieków, patrz tabela 4.

Tabela 4. Emisja rtęci i jej związków do wody w 2007r. z polskich zakładów przemysłowych ujętych w bazie danych E-PRTR (2009); Panasiuk i in. (2009).

Kod działalności E-PRTR i rodzaj działalności	Emisja do wody w 2007r. (ton/rok)	
	bezpośrednia	pośrednia
CAŁKOWITA EMISJA RTĘCI DO WODY	2,47	0,50
1. PRZEMYSŁ ENERGETYCZNY	0,08	0,00
2. WYTWARZANIE I PRZETWÓRSTWO METALI	0,16	–
3. PRZEMYSŁ MINERALNY	0,02	–

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

4. PRZEMYSŁ CHEMICZNY	1,04	0,12
4.a. Podstawowe chemikalia organiczne	0,00	0,12
4.b.- 4.c. Podstawowe chemikalia nieorganiczne lub nawozy sztuczne	1,03	–
5. GOSPODARKA ODPADAMI I ŚCIEKAMI	1,17	0,37
5.c.- 5.d. Instalacje do usuwania odpadów innych niż niebezpieczne (>50t dziennie) i składowiska odpadów (>10t dziennie)	–	0,23
5.f. Oczyszczalnie ścieków komunalnych o wydajności > 100 tys. równoważnej liczby mieszkańców (RLM)	1,07	–
5.g. Niezależnie od zakładów eksploatowane oczyszczalnie ścieków przemysłowych	0,08*	0,14**

(–) nie wykazano emisji, (*) 0,06 t z przem. chemicznego, (**) całość z PCC Rokita SA

Wartości stężeń rtęci w odprowadzanych bezpośrednio i pośrednio ściekach przemysłowych z produkcji chloru (elektrolizy chlorków metali alkalicznych) za pomocą elektrolizerów rtęciowych określają *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 984 z późn. zm.)* i *Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz. U. Nr 136, poz. 964)* - wdrożenie dyrektyw 82/176/EWG i 84/156/EWG. Dopuszczalne jest stężenie średniodobowe 0,2 mg Hg/l ścieków oraz stężenie średniomiesięczne 0,05 mg Hg/l.

Ponadto *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* wprowadziła obowiązek uzyskania pozwoleń zintegrowanych, przy spełnieniu wymagań ochrony środowiska wynikających z najlepszych dostępnych technik.

Wytyczne dotyczące BAT dla ścieków z przemysłu chemii nieorganicznej opisane zostały:

- w dokumencie BREF dla przemysłu chloro-alkalicznego (EC, 2001d) dla produkcji chloru metodą rtęciową,
- w dokumencie BREF dla wielkotonażowych chemikaliów nieorganicznych (EC, 2007) dla produkcji nawozów sztucznych.

Produkcja chloru

Głównym źródłem uwolnień rtęci w przemyśle chloro-alkalicznym jest proces rtęciowy. Rtęć emitowana z elektrolizy pochodzi z:

- właściwego procesu: upustu z oczyszczania solanki, kondensatu z suszenia wodoru, kondensatu z urządzeń do zatężenia ługu sodowego, wycieków solanki i eluatu po wymianie jonowej z oczyszczania wody przemysłowej,
- wody z operacji czyszczenia elektrolizera: zamknięć na wlocie i wylocie,
- wody płuczającej z hali elektrolizy: czyszczenia podłóg, zbiorników, rur oraz zdemontowanych urządzeń,

- wody płuczącej z konserwacji poza halą elektrolizy, jeśli czyszczenie odbywa się przy użyciu wody.

Strumienie ścieków zanieczyszczonych rtęcią są gromadzone ze wszystkich źródeł i doprowadzane do instalacji oczyszczania ścieków. Ilość ścieków może być zredukowana poprzez filtrację i mycie szlamów w celu usunięcia rtęci przed wprowadzeniem kondensatu z powrotem do solanki. Ilość ścieków w procesach opartych na jednoprzejściowych systemach solanki jest znacznie większa niż w systemach solanki obiegowej, ponieważ zawierają one solankę zubożoną z całej instalacji.

Stosuje się kilka procesów, które mogą oczyszczać zarówno solankę zubożoną opuszczającą instalację, jak i wszystkie inne strumienie ścieków zawierające rtęć. Rtęć w solance zubożonej jest usuwana poprzez strącanie do siarczku i zwracana do solanki. Według danych EuroChloru zrzućty rtęci do wody w roku 1998 z poszczególnych zakładów mieściły się w granicach od 0,01 do 0,65 g Hg na tonę zdolności produkcyjnej chloru. W trzech instalacjach działających w Europie Zachodniej całkowite emisje rtęci do wody (uwodnione strumienie oraz solanka zubożona) wynosiły 0,01-0,28 g Hg/ t Cl.

W celu redukcji ładunku rtęci zrzucanego do wód, zgodnie z wytycznymi zawartymi w dokumencie BREF dla przemysłu chloro-alkalicznego (*BREF for Chloro-Alkali Manufacturing Industry*; EC, 2001d), w określaniu najlepszej dostępnej techniki proponowane do rozważenia są techniki unikania oraz redukcji emisji.

Na etapie doboru procesu technologicznego:

- za najlepszą dostępną technikę do produkcji chloru i alkaliów uważa się technologię membranową. Również technologia przeponowa bez użycia azbestu może zostać uznana za BAT.

Dla istniejących instalacji elektrolizerów rtęciowych najlepsze dostępne techniki obejmują:

- przejście na technologię membranową,
- w ostatnim okresie ich działania należy ograniczyć do minimum straty rtęci przedostającej się do wód poprzez ograniczenie ilości ścieków oraz oczyszczanie wszystkich zawierających rtęć strumieni ściekowych.

Dla instalacji elektrolizy rtęciowej, osiągalne są średnie roczne emisje do wód z procesów produkcji w granicach 0,004-0,055 g Hg/ t zdolności produkcyjnej chloru (całkowita emisja rtęci do powietrza, wód i produktów w granicach 0,2-0,5 g Hg/ t Cl). Poza emisjami procesowymi mogą występować również znaczne emisje rtęci z wody odpływowej ze składowisk. W wielu miejscach gleba jest skażona rtęcią wskutek osadzania emisji dyfuzyjnych oraz historycznego składowania odpadów zanieczyszczonych rtęcią. Rtęć wycieka z gleby i osadza się w spływie wody.

W pierwszej kolejności zalecane jest redukowanie ilości ścieków poddawanych oczyszczaniu. Jako osiągalną wartość podaje się 0,3-1,0 m³ ścieków na tonę chloru (*Ullmann's...*, 1996). Stężenie rtęci w ściekach jest zwykle zredukowane w kilku stopniach przy użyciu kombinacji technik.

Wśród proponowanych technik wymienia się (EC, 2001d):

- system usuwania rtęci ze ścieków obejmujący użycie hydrazyny, sedymentację, filtrację piaskiem oraz filtrację węglem aktywnym. Otrzymywane stężenie rtęci w ściekach <20 µg Hg/ l (0,5 kg Hg/ rok), co odpowiada emisji 0,004 g Hg/ t Cl,

- system usuwania rtęci ze ścieków obejmujący urządzenie mieszające, w którym hydrazyna jest dodawana do ścieku, dwa zbiorniki sedymentacyjne, filtry piaskowe, filtry z węglem aktywnym oraz filtry jonowymienne. Otrzymane stężenie rtęci w ściekach 5-8 $\mu\text{g Hg/l}$, co odpowiada emisji 0,005 g Hg/ t Cl,
- system usuwania rtęci ze ścieków obejmujący sedymentację rtęci oraz strącanie chemiczne przy użyciu siarczku (NaHS). Przy przepływie oczyszczanego ścieku wynoszącym około 3 m^3/h , otrzymane stężenie rtęci w ścieku wynosi 30 $\mu\text{g Hg/l}$, co odpowiada emisji 0,005 g Hg/ t Cl,
- system usuwania rtęci ze ścieków składający się z chemicznego strącania siarczku rtęci, a następnie filtracji. Przy przepływie oczyszczanego ścieku wynoszącym około 15 m^3/h , otrzymane stężenie rtęci w ścieku wynosi 4 $\mu\text{g Hg/l}$, co odpowiada emisji 0,006-0,008 g Hg/ t Cl,
- system usuwania rtęci obejmujący strącanie chemiczne przy użyciu siarczku (NaHS), a następnie filtrację. Osiągane stężenie rtęci (HgS) w ściekach wynosi 10-15 ppb, a całkowita emisja do wody z tego miejsca wynosi 0,01-0,02 g Hg/ t Cl,
- system usuwania rtęci ze ścieków obejmujący sedymentację rtęci oraz filtry jonowymienne. Przy przepływie oczyszczanego ścieku wynoszącym około 8 m^3/h , osiągnięte stężenie rtęci w ściekach wynosi 50 $\mu\text{g Hg/l}$, co odpowiada emisji 0,05 g Hg/ t Cl,
- system usuwania rtęci ze ścieków obejmujący stopień redukcji przy użyciu hydroksylaminy, a następnie filtracji oraz filtrów z węglem aktywnym. Emisja rtęci wynosi 0,055 g Hg/ t Cl,
- system usuwania rtęci ze ścieków obejmujący utlenianie przy użyciu chloru do chlorku rtęciowego (Hg_2Cl_2), a następnie adsorpcję na czynniku jonowymiennym. Osiągane jest stężenie rtęci w ściekach poniżej 5 $\mu\text{g Hg/l}$.

Produkcja nawozów sztucznych

Źródłem rtęci uwalnianej do środowiska, w tym środowiska wodnego, są procesy produkcji nawozów sztucznych, co wynika z zawartości tego metalu w surowcach pozyskiwanych z naturalnych zasobów w przyrodzie. Pewne ilości rtęci mogą być obecne w skałach fosforanowych wykorzystywanych do produkcji nawozów fosforanowych. Uwolnienia rtęci mogą także wynikać ze stosowania kwasu siarkowego w procesie produkcji nawozów, który często zawiera domieszki związków rtęci (Hławiczka, 2008).

Odpowiednia kombinacja procesów produkcji nieorganicznych chemikaliów, prowadzonych w zintegrowanych zakładach, pozwala zmniejszyć ilość zanieczyszczeń wprowadzanych do wody. Oprócz efektywnego wspólnego wykorzystywania urządzeń, dla poprawy funkcjonowania zakładu produkcyjnego pod względem środowiskowym (zmniejszenia ilości ścieków i wyprowadzanych z nimi zanieczyszczeń) jako rekomendowane, wynikające z zapisów dokumentu BREF dla wielkotonażowych chemikaliów nieorganicznych (*BREF for Large Volume Inorganic Chemicals*; EC, 2007) wymienia się:

- zmniejszenie objętości i ładunków wody odpływowej przez zawór kondensatów,
- zmniejszenie objętości i ładunków wód procesowych i płuczkowych.

Jako najlepsze dostępne techniki BAT dla produkcji wielkotonażowych chemikaliów nieorganicznych, w tym produkcji nawozów, dla ograniczenia objętości ścieków i towarzyszących im zanieczyszczeń, zalecane jest (EC, 2007):

- w procesie produkcji kwasu siarkowego - ogólne działania polegające na oczyszczaniu ścieków, poprzez stosowanie sedymentacji i filtracji. Wymagane może okazać się stosowanie neutralizacji (redukcja ładunku metali ciężkich),
- w procesie produkcji kwasu fosforanowego - ogólne działania polegające na oczyszczaniu ścieków poprzez zastosowanie połączenia technik: zobojętniania wapniem, filtracji i ewentualnie sedymentacji, zawracanie substancji stałych do sterty fosfogipsu.
- w procesie produkcji kwasu fluorowodorowego - woda odpływowa z płukania wodnego jest poddawana obróbce np. poprzez zobojętnianie wapniem, dodatek środków koagulacyjnych, filtrację oraz opcjonalnie sedymentację,
- w procesie produkcji nawozów NPK - ograniczenie objętości ścieków przez zawracanie wody myjącej i płuczącej oraz cieczy płuczących do procesu np. poprzez wykorzystanie ciepła resztkowego do odparowania ścieków. Jako BAT zalecana jest także obróbka pozostałych objętości ścieków.
- w procesie produkcji mocznika i roztworu saletrzano-mocznikowego (UAN), gdy ścieki procesowe są powtórnie wykorzystywane - obróbka ścieków procesowych np. poprzez desorpcję i hydrolizę lub ewentualnie stosowanie dalszej biologicznej obróbki ścieków,
- w procesie produkcji nawozów saletrzanych typu AN/CAN (azotan amonu i azotan amonowo-wapniowy) – zawracanie wody procesowej w zakładzie lub poza zakładem oraz obróbka pozostałych ścieków w oczyszczalni biologicznej lub przy użyciu innej techniki osiągającej równorzędną wydajność usuwania,
- w procesie produkcji superfosforatów - zastosowanie powszechnych systemów oczyszczania ścieków i gazów odpadowych w sektorze chemicznym. Jako BAT zaleca się zmniejszenie objętości ścieków poprzez zawracanie cieczy płuczających tam, gdzie oprócz wytwarzania superfosfatu pojedynczego (SSP) lub superfosfatu potrójnego (TSP) produkowany jest także zakwaszony fosforyt (PAPR).

5.2. Produkcja metali nieżelaznych.

Bezpośrednia emisja rtęci do wód z wytwarzania i przetwórstwa metali w Polsce w 2007r. wyniosła 0,16 ton Hg, a pośrednia emisja ze składowiska odpadów huty miedzi „Legnica” – 0,22 t Hg (E-PRTR, 2009), co stanowi razem 13% raportowanej emisji do wód.

Wartości stężeń rtęci w ściekach przemysłowych z przemysłu metali nieżelaznych (wydobycia i rafinacji metali nieżelaznych) określają *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 984 z późn. zm.)* i *Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz. U. Nr 136, poz. 964)* - wdrożenie dyrektywy 84/156/EWG. Dopuszczalne jest stężenie średniodobowe 0,1 mg Hg/ l ścieków oraz stężenie średniomiesięczne 0,05 mg Hg/ l.

Ponadto *Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001r. Prawo ochrony środowiska (Dz. U. Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)* wprowadziła obowiązek uzyskania pozwoleń zintegrowanych, przy spełnieniu wymagań ochrony środowiska wynikających z najlepszych dostępnych technik.

Wytyczne dotyczące BAT dla ścieków z produkcji metali nieżelaznych opisane zostały w dokumencie BREF dla tego sektora (*BREF on Non Ferrous Metals Processes*; EC, 2001b).

Najlepsze dostępne techniki są kombinacją różnych metod oczyszczania i można je dobrać tylko na podstawie warunków istniejących w danym miejscu, biorąc pod uwagę czynniki charakterystyczne dla danego miejsca. Najważniejszymi czynnikami, co do których należy podjąć decyzję są (EC, 2001b):

- proces, w którym wytwarzana jest woda odpadowa,
- ilość wody,
- substancje zanieczyszczające i ich stężenia.

Najpowszechniejszymi substancjami zanieczyszczającymi są metale i ich związki. Wstępne oczyszczanie polega tu na wytrącaniu metali w postaci wodorotlenków lub siarczków na jednym lub więcej etapach, po których następuje usuwanie osadu przez sedymentację lub filtrowanie. W wielu przypadkach praktycznym rozwiązaniem jest ponowne użycie oczyszczonej wody.

Technika różni się będzie w zależności od kombinacji substancji zanieczyszczających. Dla poszczególnych wód procesowych, najlepsze dostępne techniki BAT można scharakteryzować, w zależności od rodzaju wód odpadowych następująco:

- woda technologiczna (produkcja tlenu glinu, rozbijanie akumulatorów ołowiowych, trawienie) - metody minimalizacji zanieczyszczeń: zwracanie wody do procesu w takim zakresie, w jakim będzie to możliwe; metody oczyszczania: zubożnianie, strącanie i sedymentacja oraz elektroliza.
- pośrednia woda chłodząca (procesy chłodzenia pieca dla większości metali, chłodzenie elektrolitu dla Zn) - metody minimalizacji zanieczyszczeń: zastosowanie uszczelnionego systemu chłodzenia, monitorowanie systemu w celu wykrycia wycieków; metody oczyszczania: sedymentacja.
- bezpośrednia woda chłodząca (procesy odlewu Cu, elektrody węglowe) - metody minimalizacji zanieczyszczeń: sedymentacja lub inne oczyszczanie, zamknięty obieg chłodzenia); metody oczyszczania: sedymentacja, wytrącanie w razie potrzeby.
- granulacja żużlu (procesy wytwarzania Cu, Ni, Pb, metali szlachetnych, żelazostopów) - metody oczyszczania: sedymentacja, wytrącanie w razie potrzeby.
- elektroliza (procesy wytwarzania Cu, Ni, Zn) - metody minimalizacji zanieczyszczeń: uszczelniony system, elektrolityczne otrzymywanie metali z upustu elektrolitu; metody oczyszczania: zubożnianie i wytrącanie.
- hydrometalurgia (procesy wytwarzania Zn, Cd) - metody minimalizacji zanieczyszczeń: uszczelniony system, zrzut; metody oczyszczania: sedymentacja, wytrącanie w razie potrzeby.
- system ograniczania emisji (płuczki mokre, mokre elektrofiltry i płuczki dla instalacji kwasu) - metody minimalizacji zanieczyszczeń: zrzut, ponowne wykorzystanie strumieni słabych kwasów, jeżeli jest to możliwe; metody oczyszczania: sedymentacja, wytrącanie w razie potrzeby.
- woda powierzchniowa (procesy wytwarzania wszystkich metali) - metody minimalizacji zanieczyszczeń: odpowiednie składowanie surowców; metody oczyszczania: sedymentacja, wytrącanie w razie potrzeby, filtrowanie.

Produkcja miedzi i jej stopów

Wszystkie wody odpadowe należy oczyszczać w celu usunięcia ciał stałych i olejów/smół i zaabsorbowanych gazów kwaśnych i należy je ponownie wykorzystywać, jeżeli będzie to możliwe, lub zubożniać w razie potrzeby. Przykłady oczyszczania wód odpadowych obejmują użycie wodorotlenkowych oraz siarczkowych środków strącających, w zależności od zawartych metali, po którym następuje sedymentacja i w razie potrzeby filtrowanie.

Procesy produkcji ołowiu, cynku i kadmu

Stosowane jest wytrącanie przy użyciu siarczków lub kombinowane strącanie za pomocą wodorotlenku/siarczku. Wszystkie ścieki powinny być oczyszczane w celu usunięcia z nich metali, składników stałych i olejów/smół. W szeregu instalacji woda chłodząca i oczyszczone ścieki, łącznie z wodą deszczową, są ponownie stosowane lub zawracane do obiegu w obrębie procesów. Emisja do wody, odpowiadająca stosowaniu BAT, po oczyszczeniu ścieków dla wody z procesu wynosi poniżej 0,01 mg Hg/l (wartość oparta na kwalifikowanej próbce losowej lub na próbce ogólnej z 24 godzin).

Procesy wytwarzania metali szlachetnych

Wszystkie ścieki są oczyszczane w celu usunięcia rozpuszczonych metali i zawiesiny stałej oraz neutralizowane w razie potrzeby. Stosowane jest strącanie jonów metali w postaci wodorotlenków lub siarczków, może być również stosowane strącanie dwustopniowe. Dla niskich koncentracji i ilości jonów metali odpowiednia jest wymiana jonowa. W szeregu instalacji woda chłodząca i oczyszczone ścieki, łącznie z wodą deszczową, są ponownie wykorzystywane lub zawracane do obiegu w obrębie procesów. Stężenie jakie można osiągać stosując odpowiednie metody BAT (np. strącanie jonów metali w postaci siarczku) wynosi 0,01 mg Hg/l (dzienna lub godzinowa średnia, zależnie od metody pomiaru).

Procesy do produkcji niklu i kobaltu

Zgodnie z wytycznymi BAT dla tej branży, wszystkie ścieki są oczyszczane, ażeby usunąć z nich zawiesinę stałą, metale, oleje i materiał organiczny oraz wchłonięte składniki. W razie potrzeby ścieki powinny być zubożniane. Mają zastosowanie następujące podstawowe zasady (EC, 2001b):

- dla skrubców i systemów chłodzenia odpowiednie są zamknięte obiegi wody,
- upusty (zrzuty) z obiegów zamkniętych wody muszą być oczyszczane ażeby usunąć z wody zawiesinę stałą i związki metalu,
- oczyszczone ścieki powinny być zawracane i ponownie wykorzystywane w maksymalnym możliwym stopniu,
- ciecze popłuczkowe powinny być również oczyszczane i analizowane przed zrzucaniem,
- w miarę możliwości objęcie systemami ściekowymi całego zakładu i oczyszczanie ścieków stosownie do ich zawartości z analizą przed zrzucaniem.

5.3. Ścieki komunalne.

Bezpośrednia emisja rtęci do wód z oczyszczalni ścieków komunalnych o wydajności powyżej 100 tys. mieszkańców w Polsce w 2007r. wyniosła 1,07 ton Hg (E-PRTR, 2009), co stanowi 36% raportowanej emisji do wód.

Oczyszczalnie ścieków komunalnych są miejscem odbioru ścieków z gospodarstw domowych, działalności usługowej i przemysłowej oraz odcieków ze składowisk odpadów. Większość rtęci w strumieniu ścieków komunalnych pochodzi z praktyki dentystycznej, działalności szpitali oraz z gospodarstw domowych. Aż 20% rtęci w ściekach komunalnych może pochodzić ze stosowania amalgamatu dentystycznego (*Toksykologia*). W przypadku gabinetów stomatologicznych lub szpitali nie jest możliwe zredukowanie niewielkich uwolnień rtęci z tych obiektów do zera lub poziomu naturalnych stężeń.

Wśród działań mających na celu redukcję ilości rtęci w ściekach komunalnych proponuje się:

- zakaz stosowania rtęci, jeśli nie jest ona niezbędna, zarówno podczas procesów wytwarzania produktów, jak i jako składnik produktów.
- prowadzenie działań edukacyjnych o zasięgu krajowym, które informują o zawartości rtęci w produktach gospodarstwa domowego, jak również o właściwych sposobach pozbywania się tych produktów oraz promocja użytkowania produktów alternatywnych, bezrtęciowych.

Wartości stężeń rtęci w ściekach z innych zakładów przemysłowych odprowadzanych przez kanalizację do komunalnych oczyszczalni ścieków określa *Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz. U. Nr 136, poz. 964)* - wdrożenie dyrektywy 84/156/EWG. Dopuszczalne jest stężenie średniodobowe 0,06 mg Hg/ l ścieków oraz stężenie średniomiesięczne 0,03 mg Hg/ l.

Dostawca ścieków przemysłowych wprowadzając je do urządzeń kanalizacyjnych zapewnia:

- ograniczenie lub eliminację substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, określonych w przepisach dotyczących warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego,
- równomierne ich odprowadzanie, odpowiednio do przepustowości kanałów i dopuszczalnego obciążenia oczyszczalni ścieków,
- ograniczenie tych zanieczyszczeń, które niekorzystnie wpływają na pracę oczyszczalni ścieków,
- instalowanie niezbędnych urządzeń podczyszczających ścieki przemysłowe powinno odbywać się zgodnie z najlepszymi dostępnymi technikami, uwzględniającymi w szczególności ograniczenie oddziaływania ścieków na środowisko,
- dostawca ścieków przemysłowych udostępnia przedsiębiorstwu wodociągowo-kanalizacyjnemu niezbędne dane o rodzaju i wielkości produkcji i stosowanych procesach technologicznych oraz o gospodarce ściekowej w zakładzie, w celu określenia ilości i czasowego rozkładu dopływu ścieków przemysłowych oraz rodzaju ich zanieczyszczenia,
- ścieki przemysłowe nie mogą być rozcieńczane wodą w celu uzyskania dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń określonych w rozporządzeniu,

- ścieki przemysłowe mogą być wprowadzane do urządzeń kanalizacyjnych, jeżeli są podatne na mechaniczno-biologiczne procesy oczyszczania,
- pobór próbek ścieków przemysłowych zawierających substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego oraz pomiary stężeń tych substancji powinny być wykonywane przez dostawcę ścieków przemysłowych nie rzadziej niż raz na kwartał, w miejscu reprezentatywnym dla odprowadzanych ścieków.

W niektórych krajach prowadzony jest stały monitoring zanieczyszczeń sieci kanalizacyjnej. Ogranicza on przypadki zrzutów ścieków z zakładów przemysłowych i usługowych zawierających metale ciężkie, które wpływają na pogorszenie pracy części biologicznej oczyszczalni oraz jakość i możliwości zagospodarowania osadów ściekowych.

W związku z tym, że metale ciężkie w ściekach są związane w fazie stałej, usuwanie zawiesiny jest dobrym rozwiązaniem redukcji emisji rtęci. Większy problem stanowią rozpuszczone związki rtęci. W przypadku spalania osadów ściekowych rtęć może być emitowana do atmosfery (Balogh i Liang, 1995).

Najwyższe dopuszczalne wartości zawiesiny ogólnej określa *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. Nr 137, poz. 984 z późn. zm.)* – wdrożenie dyrektywy 91/271/EWG.

Badania Balogha i Liang (1995) pokazują skuteczność usuwania rtęci w dużej oczyszczalni ścieków z instalacją do termicznego przekształcania (spalania) osadów ściekowych. Pierwszy mechaniczny stopień oczyszczania ścieków komunalnych pozwala na osiągnięcie 79% redukcji ładunku rtęci, podczas gdy średni stopień redukcji ładunku w całej oczyszczalni wynosi około 96%. Ładunek rtęci na drugim biologicznym stopniu oczyszczania za pomocą osadu czynnego może wzrosnąć do poziomu bliskiego dopływowi do oczyszczalni z powodu ponownego wprowadzenia do obiegu ścieków ze skrubera w instalacji spalania osadów ściekowych.

Badania te wykazały, że około 95% masy rtęci dopływającej do oczyszczalni była uwalniana do atmosfery poprzez spalanie osadów. Pokazuje to, że komunalne oczyszczalnie ścieków mogą dosyć skutecznie usuwać rtęć ze ścieków, jednakże kiedy osady ściekowe są spalane bez odpowiedniej kontroli emisji, wówczas niemal cała masa rtęci ze ścieków może być emitowana do atmosfery. Redukcja emisji rtęci przy właściwej kontroli emisji z instalacji spalania osadów ściekowych przedstawiona jest w kolejnym rozdziale.

6. Strategie redukcji zanieczyszczenia gleb rtęcią.

Dla redukcji zanieczyszczenia gleb rtęcią istotne są strategie:

- unieszkodliwiania komunalnych osadów ściekowych i redukcji ładunku rtęci wprowadzanego z osadami ściekowymi do gleby,
- redukcji ładunku rtęci wprowadzanego w wyniku stosowania nawozów sztucznych.

6.1. Osady ściekowe.

Osady ściekowe, które powstają w oczyszczalniach ścieków jako specyficzny odpad z procesów oczyszczania ścieków komunalnych, mogą powodować zanieczyszczenie gleb.

Zgodnie z *Ustawą z dnia 27 kwietnia 2001r. o odpadach (Dz. U. Nr 62 poz. 628 z późn. zm.)* komunalne osady ściekowe pochodzące z oczyszczalni ścieków to osady z komór fermentacyjnych oraz innych instalacji służących do oczyszczania ścieków komunalnych oraz innych ścieków o składzie zbliżonym do składu ścieków komunalnych.

Powstające w procesie oczyszczania ścieków osady pod względem ilościowym stanowią niewielki procent odpadów wytwarzanych w gospodarce komunalnej. Jednakże, ze względu na skład, stanowią poważne zagrożenie środowiskowe. Udział ścieków przemysłowych w ściekach komunalnych oraz charakter tych ścieków może mieć decydujący wpływ na jakość powstających osadów. Stężenie metali ciężkich w osadach ściekowych jest wielokrotnie wyższe niż w ściekach. Metale ciężkie wchodzić mogą w reakcje chemiczne ze składnikami gleby, część z nich może być pobierana przez rośliny, podstawowe ogniwo łańcucha pokarmowego.

Osad ściekowy powstający w komunalnych oczyszczalniach ścieków poddawany jest procesom fermentacji lub termicznego przekształcania (spalania). Zagęszczanie i fermentacja osadu w wydzielonych komorach fermentacyjnych oraz odwadnianie z 19 do 75% zawartości suchej masy, wraz z higienizacją, może 4-krotnie zmniejszyć masę osadów ściekowych. Osad ten wymaga transportu oraz bezpiecznego przyrodniczego wykorzystania, opisanego w dalszej części rozdziału. Przykładowo dla modernizowanej i rozbudowywanej oczyszczalni „Czajka” w Warszawie (przewidywane ok. 120 ton suchej masy osadów/ dobę, czyli 50 tys. ton/ rok) nie jest możliwe zapewnienie powierzchni do zagospodarowania w uzasadnionej kosztami transportu odległości oraz na okres minimum 20 lat (MPWiK Warszawa, 2005).

Spalanie osadu znacząco redukuje masę, nawet 15-krotnie, ale powoduje powstanie odpadów niebezpiecznych (popiołów paleniskowych o zwiększonym stężeniu metali ciężkich), które muszą być poddane procesom stabilizacji. Inną metodą unieszkodliwiania osadów ściekowych jest ich zeszkliwanie w technologii wykorzystującej czysty tlen. Pozwala to wykorzystać produkt końcowy przy budowie dróg.

Spalanie osadów ściekowych

Redukcja ilości komunalnych osadów ściekowych i minimalizacja ich negatywnego wpływu na środowisko glebowe jest możliwa poprzez termiczne przekształcanie (spalanie). W takim przypadku niezbędne jest zastosowanie odpowiednich instalacji oczyszczania spalin dla ograniczenia emisji rtęci do powietrza. Nadmierna zawartość metali ciężkich ma duże znaczenie w procesach spalania, ponieważ metale ciężkie przechodzą do popiołu oraz do pozostałości po oczyszczaniu spalin, gdzie wskutek zmniejszenia masy odpadu rośnie ich stężenie, średnio 4-5 razy.

Balogh i Nollet (2008) prezentują wyniki dotyczące bilansu masowego rtęci dla dużej oczyszczalni ścieków ze zmodernizowaną instalacją spalania osadów ściekowych, w celu lepszej kontroli emisji rtęci z oczyszczalni. Działania modernizacyjne polegały na wyposażeniu w nowy fluidalny kocioł do spalania odpadów wraz z technologią iniekcji sorbentu w postaci węgla aktywnego oraz wprowadzeniu systemu filtrów workowych do usuwania zaadsorbowanej rtęci z gazów spalinowych. Rezultaty badań wykazały, że ilość rtęci uwalnianej do powietrza i wody stanowi mniej niż 5% ładunku trafiającego do oczyszczalni. Pozostała jej ilość jest zatrzymywana wraz ze strumieniem pyłów i sorbentów węglowych w nowej instalacji spalania. Optymalizacja procesu odpylania pozwoliła na

usuwanie dodatkowych ilości rtęci. Proces ten skutecznie usuwa rtęć ze ścieków komunalnych i kieruje do kontrolowanego strumienia w celu bezpiecznego składowania.

Termiczne przekształcanie osadów ściekowych może mieć miejsce w spalarniach przy oczyszczalniach ścieków, ale także w spalarniach odpadów niebezpiecznych, odpadów komunalnych oraz odpadów innych niż niebezpieczne i komunalne. Dodatkowo, w przypadku komunalnych osadów ściekowych (zaliczanych do odpadów innych niż niebezpieczne) dopuszcza się ich termiczne przekształcanie w instalacjach innych niż spalarnie odpadów.

Wymagania dotyczące prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów, w tym spalania ujęte zostały w rozporządzeniu *Ministra Gospodarki z dnia 21 marca 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów (Dz. U. Nr 37 poz. 339)*. Komunalne osady ściekowe mogą być przekształcane termicznie w piecach cementowych obrotowych, piecach wapienniczych obrotowych lub w kotłach energetycznych i przemysłowych o mocy powyżej 50 MW. Warunkiem współspalania osadów w piecach obrotowych w przemyśle cementowym jest wstępne całkowite osuszenie osadów (co wiąże się ze zużyciem energii na ich wysuszenie) i ich odpowiednio wysoka wartość opałowa (Pająk, 2003). Zaletą procesu współspalania jest immobilizacja znacznej ilości zanieczyszczeń w klinkierze. Dlatego metoda ta polecana jest dla osadów charakteryzujących się znaczną zawartością metali ciężkich.

Redukcja ładunku rtęci wprowadzanego z osadami ściekowymi do gleby

Dopuszczalne ilości rtęci przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych określa *Rozporządzenie z dnia 1 sierpnia 2002r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. Nr 134, poz. 1140 i Nr 155, poz. 155)*. Obecnie przygotowywana jest harmonizacja z dyrektywą 86/278/EWG. Zgodnie z dyrektywą w celu przeciwdziałania akumulacji metali ciężkich w glebie, państwa członkowskie UE regulują stosowanie osadu ściekowego zgodnie z jedną z procedur:

- ustanowienie maksymalnej ilości osadu, wyrażonego w tonach suchej masy, które mogą być wprowadzone do gleby na jednostkę powierzchni w ciągu roku przy przestrzeganiu wartości dopuszczalnych stężenia metali ciężkich w osadach (16–25 mg Hg/ kg suchej masy wg dyrektywy i projektu rozporządzenia, 5-25 mg Hg/ kg według obowiązującego rozporządzenia) ,
- przestrzeganie wartości dopuszczalnych w odniesieniu do ilości metali wprowadzonych do gleby na jednostkę powierzchni i jednostkę czasu (0,1 kg Hg/ ha/rok w oparciu o 10-letnią średnią wg dyrektywy, 10 g Hg/ ha/rok według obowiązującego rozporządzenia).

Obecnie polskie rozporządzenie wykorzystuje jednocześnie obie procedury zapobiegania akumulacji metali ciężkich w glebie. Konsekwencją powyższego jest utrudnienie prawidłowego wyliczenia dopuszczalnych do stosowania dawek komunalnych osadów ściekowych. Według projektu rozporządzenia z 16 sierpnia 2009r. stosowana będzie pierwsza procedura. Dopuszczalna wartość stężenia rtęci w glebie przy stosowaniu osadów w rolnictwie wynosi 1,0-1,5 mg/ kg suchej masy wg dyrektywy (0,8-1,5 mg/kg według obowiązującego i projektu rozporządzenia).

Strategia postępowania z komunalnymi osadami ściekowymi nie poddawany termicznemu przekształcaniu, uwzględniająca zawartość metali ciężkich i mająca na celu unieszkodliwienie

osadów, a zarazem redukcję ilości ładunku rtęci wprowadzanego do gleb, powinna uwzględniać:

- monitoring składu i właściwości komunalnych osadów ściekowych, w tym zawartość rtęci i innych metali ciężkich w mg/kg suchej masy,
- wykorzystanie osadów do rekultywacji gruntów na cele nierolne,
- wykorzystanie osadów do uprawy roślin przeznaczonych na kompost oraz do uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia i produkcji pasz,
- unieszkodliwianie osadów metodami termicznymi (spalanie).

Zgodnie z *Rozporządzeniem w sprawie komunalnych osadów ściekowych* wymagane jest prowadzenie monitoringu i kontroli ilości rtęci i innych metali ciężkich w osadach ściekowych oraz przestrzeganie określonych wartości przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych. Strategia wykorzystania osadów ściekowych do rekultywacji gruntów na cele nierolne, a zarazem minimalizacji negatywnego wpływu metali ciężkich, obecnych w osadach ściekowych przewiduje możliwość wykorzystania stabilizatorów, otrzymanych ze zmieszanych odpadów komunalnych i osadów ściekowych (Szpadt, 2009). Metoda ta ma zastosowanie dla terenów zdegradowanych, gruntów bezglebowych przeznaczonych do zagospodarowania na tereny leśne, zielone, jak również do rekultywacji skarp i wierzchowyń składowisk.

Komunalne osady ściekowe można stosować do uprawy płodów rolnych, rekultywacji terenów przeznaczonych na cele rolne, uprawy roślin przeznaczonych na kompost oraz nie przeznaczonych do spożycia i produkcji pasz. Wymaga się, aby komunalne osady ściekowe były przekazywane rolnikowi wyłącznie przez wytwórcę tych osadów. Wytwórca osadu odpowiedzialny jest za poddanie przekazywanych komunalnych osadów ściekowych badaniom oraz za przeprowadzenie badań gleby na krótko przed zastosowaniem na niej osadu. Jednocześnie zabrania się stosowania osadów ściekowych na gruntach wykorzystywanych do upraw pod osłonami, do uprawy roślin sadowniczych i warzyw, szczególnie tych których części jadalne bezpośrednio stykają się z ziemią (ARIMR).

Strategia zmniejszania wpływu osadów ściekowych na środowisko zakłada wykorzystywanie osadu do upraw roślin nie przeznaczonych do spożycia czy produkcji pasz. Osady ściekowe można także wykorzystać do upraw leśnych w celu produkcji drewna i sadzonek. Drzewa, krzewy i byliny o dużej dynamice wzrostu i wysokiej produktywności (z jednostki powierzchni) mogą być uprawiane na osadowych i osadowo-gruntowych podłożach zawierających nadmierne ilości metali ciężkich. Niejadalne i niepaszowe przeznaczenie tych roślin sprawia, że zawartość metali ciężkich nie ma znaczenia dla użytkowej wartości plonów. W produkcji sadzonek drzew i krzewów (zwanej szkółkarską), wymagającej podłoża zasobnych w próchnicę i składniki pokarmowe, także nie przeszkadza nadmiar metali ciężkich (Janosz-Rajczyk, 2004).

6.2. Nawozy sztuczne.

Do czynników wpływających na degradację gleb należy także zanieczyszczenie rtęcią wynikające z przemysłu wytwarzania nawozów sztucznych oraz ich rolniczego zastosowania. Dopuszczalną zawartość rtęci w nawozach organicznych, organiczno-mineralnych i mineralnych, 2 mg Hg/ kg suchej masy nawozu, określa *Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 18 czerwca 2008r. w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu* (Dz. U. Nr 119, poz. 765 z późn. zm.). Zgodnie z *Ustawą o nawozach i*

nawożeniu z dnia 10 lipca 2007r. (Dz. U. Nr 147, poz. 1033) dawka nawozu naturalnego, zastosowana w ciągu roku, nie może zawierać więcej niż 170 kg azotu (N) w czystym składniku na 1ha użytków rolnych.

Zalecenia dla produkcji nawozów sztucznych zawiera dokument BREF dla wielkotonażowych chemikaliów nieorganicznych (*BREF for Large Volume Inorganic Chemicals*; EC, 2007). Wśród proponowanych strategii, minimalizujących negatywny wpływ związany z produkcją nawozów wieloskładnikowych wymienia się:

- stosowanie surowców o niskiej zawartości zanieczyszczeń (w tym rtęci) w produkcji nawozów azotowych i fosforanowych.

Nawozy wieloskładnikowe wytwarzane na bazie EKF (ekstrakcyjny kwas fosforowy) są ważnymi produktami o wysokiej zawartości składników nawozowych. Do procesu wytwarzania ekstrakcyjnego kwasu fosforowego używa się surowców fosforowych pochodzenia mineralnego oraz kwasu siarkowego. Używane surowce zawierają na ogół pewne ilości zanieczyszczeń. Tymi zanieczyszczeniami mogą być metale ciężkie i związki fluoru zawarte w fosforytach oraz metale ciężkie w kwasie siarkowym pochodzenia metalurgicznego.

Do działań rolniczych przeciwdziałania zanieczyszczeniom chemicznym gleby należy:

- ograniczone stosowanie nawozów sztucznych i środków ochrony roślin, ściśle dostosowane do uprawianej rośliny i typu gleby.

Zanieczyszczenia chemiczne powodują zmiany właściwości mechanicznych gleby oraz zachwianie lub całkowite zniesienie jej funkcji biologicznych. Jednym z efektów może być zjawisko zwane zmęczeniem gleby. Wiąże się ono z obniżeniem jej żyzności, w skutek nieumiejętnego gospodarowania na danym gruncie, przenawożenie, używanie nieodpowiednich rodzajów nawozów, czy ciągłe obsiewanie gleby tą samą rośliną (monokultura). Długotrwałe zmęczenie gleby prowadzi do dalszych procesów degradacyjnych. Rtęć i inne metale ciężkie, przedostając się do gleby powodują jej degradację, poprzez uniedostępnienie innych związków mineralnych dla roślin, a także dostając się do ich tkanek powodują zaburzenia w ich prawidłowym funkcjonowaniu, zmniejszenie plonu i spadku jego jakości. Wraz z pokarmami roślinnymi mogą następnie przedostawać się do organizmu człowieka.

7. Określenie poziomu kosztów i korzyści strategii.

W oszacowaniu sposobów redukcji antropogenicznej emisji rtęci zostały wzięte pod uwagę działania techniczne i nietechniczne. Szereg działań technicznych dotyczy emisji towarzyszącej procesom produkcji (elektrownie, huty, cementownie, inne zakłady przemysłowe) oraz spalania odpadów. Techniki te różnią się skutecznością redukcji emisji, kosztami oraz korzyściami środowiskowymi uzyskiwanymi w efekcie ich wdrożenia. Bardzo często emisja rtęci jest znacząco zmniejszana przez urządzenia zainstalowane do redukcji emisji innych zanieczyszczeń. Najlepszym przykładem jest redukcja emisji rtęci uzyskiwana poprzez metody odsiarczania.

Inne działania (nietechniczne i metody wstępne) obejmują zakaz stosowania i zastępowanie produktów zawierających rtęć oraz oczyszczanie surowców przed ich wykorzystaniem w procesach produkcyjnych np. wzbogacanie węgla. Działania te obejmują także oszczędzanie

energii, wprowadzanie podatków energetycznych, informowanie konsumentów oraz zwiększenie efektywności produkcji energii np. poprzez kogenerację (jednoczesne wytwarzanie energii elektrycznej i ciepła) w elektrociepłowniach opalanych węglem.

Do oszacowania poziomu kosztów i korzyści strategii redukcji emisji rtęci do powietrza, wód i gleby wykorzystano wyniki prac Pacyny i in. (2008b), UNEP (2008) oraz Munthe i in. (2010).

7.1. Redukcja emisji do powietrza w sektorze energetycznym.

Redukcja emisji rtęci z procesów spalania węgla jest efektem wdrożenia technologii kontroli emisji konwencjonalnych zanieczyszczeń (pyłu, SO₂ i NO_x) oraz specyficznych technologii do usuwania metali ciężkich. Koszty jednostkowe kontroli emisji są szacowane jako koszt na jednostkę usuniętej rtęci (euro/ kg Hg) lub jako koszt na jednostkę aktywności (euro/ MWh produkcji energii elektrycznej).

Koszty redukcji emisji rtęci zmieniają się istotnie w zależności od czynników takich jak rodzaj spalnego węgla, typ instalacji spalania, rodzaje zastosowanych technologii kontroli emisji innych zanieczyszczeń, konfiguracja zakładu oraz oczekiwany procent redukcji emisji rtęci. Dodatkowy koszt kontroli emisji rtęci, wyrażony w jednostkach pieniężnych na kg usuniętej rtęci, będzie wysoki, gdy:

- aktualny poziom kontroli emisji w istniejących systemach oczyszczania spalin jest wysoki,
- zawartość rtęci w węglu jest niska, ponieważ mniejsze ilości rtęci są usuwane ze spalin na określonym poziomie ich oczyszczania (Pacyna i in., 2008b).

Koszt instalacji mokrych skruberów (*wet scrubbers*) w celu usuwania rtęci szacuje się na poziomie od 168 do 384 tys. US\$/ kg usuwanej rtęci. Koszt 90% redukcji emisji rtęci w wyniku iniekcji węgla aktywnego waha się od 66 do 220 tys. US\$/ kg Hg (Feeley i in., 2008). Wyniki te są zbliżone do kosztu 150 tys. euro/ kg Hg, oszacowanego przez Visschedijka i in. (2006) w studium efektywności wdrożenia Protokołu z Aarhus w sprawie metali ciężkich do konwencji LRTAP oraz kosztów dodatkowych działań w sektorze energetycznym. Koszt zastosowania dodatkowych filtrów tkaninowych w produkcji energii elektrycznej i ciepła (pakiet 1 kontroli emisji) w krajach pozaunijnych – członkach Europejskiej Komisji Gospodarczej ONZ (UNECE) został oszacowany na poziomie 4,8 mld euro rocznie. Dodatkowy koszt zastosowania węgla aktywnego (pakiet 2 kontroli emisji) w 44 krajach europejskich (członkach UE i pozaunijnych) został oszacowany na poziomie 14,4 mld euro rocznie.

Skuteczność i koszty usuwania rtęci za pomocą iniekcji sorbentu do gazów spalinowych są bezpośrednio zależne od ilości stosowanego sorbentu. Badania prowadzone w USA przez EPA (2005) wykazały, że przy osiągniętej 90% skuteczności metody, koszt stosowania iniekcji sorbentu waha się w przedziale 149–154 tys. US\$/ kg Hg. Wyniki oszacowań kosztów stosowania iniekcji węgla aktywnego w ramach prac badawczo-rozwojowych dla Departamentu Energetyki USA prezentują Jones i in. (2006). Analizy te zostały przeprowadzone dla konkretnych elektrowni, co oznacza, że szacunki kosztów są zależne od parametrów eksploatacyjnych zakładu oraz własności węgla, jakie miały miejsce podczas testów prowadzonych w poszczególnych elektrowniach biorących udział w programie

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

badawczym. Dodatkowy koszt kontroli emisji rtęci zdyskontowany dla okresu 20 lat został określony w przedziale od 8 do 365 tys. US\$/ kg usuwanej rtęci.

Annualizowane (roczne) koszty wybranych technologii redukcji emisji zanieczyszczeń w przeliczeniu na aktywność oraz ich skuteczności redukcji emisji rtęci zaprezentowano w tabeli 5. Są to roczne koszty inwestycyjne i eksploatacyjne. Koszty inwestycyjne annualizowano przy zastosowaniu stopy procentowej 4% oraz dla czasu funkcjonowania instalacji wynoszącego 15 lat, a następnie podzielone je przez roczną produkcję energii elektrycznej.

Zebrane w ramach projektów ESPREME (2006) i DROPS (2008) metody kontroli emisji zostały pogrupowane według ich skuteczności redukcji emisji rtęci:

- średnia skuteczność (*medium*) - metody o średniej skuteczności,
- najnowocześniejsza (*state-of-the-art*) - metody BAT opisane w dokumencie BREF dla metali ciężkich,
- zoptymalizowana (*optimized*) - metody nie wymienione w BREFie jako BAT dla metali ciężkich, ale osiągające parametry BAT,
- doposażenie (*retrofitted*) – uzupełnienie metod o średniej skuteczności o metodę umożliwiającą osiągnięcie parametrów BAT (osiągnięta redukcja emisji jak przy najnowocześniejszych metodach, ale przy mniejszych kosztach),
- nowowprowadzana (*emerging*) - metody opracowane na poziomie laboratoryjnym, ale przed wprowadzeniem ich na skalę przemysłową.

Tabela 5. Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z procesów spalania węgla (euro/MWh_e) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).

Sektor	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro 2008/MWhe)		
			Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
Spalanie węgla kamiennego i brunatnego	Oczyszczanie paliwa - średnia skuteczność	25	0,00	0,03	0,03
	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - średnia skuteczność	24	0,30	0,60	0,90
	Filtry tkaninowe (<i>FF</i>) - średnia skuteczność	20	0,31	0,98	1,29
	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - doposażenie	32	0,61	0,35	0,96
	Oczyszczanie paliwa +ESP lub FF – średnia skuteczność	60	0,31	0,68	0,99
	Wzbogacanie węgla w podwyższonej temperaturze - nowowprowadzana	70	0,92		
	FF +mokre lub suche skrubery +iniekcja sorbentu - najnowocześniejsza	98	0,48	1,20	1,68
	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) +mokry lub suchy skruber +iniekcja - najnowocześniejsza	98	1,82	1,60	3,42

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

	Elektrofiltry z utlenianiem katalitycznym - nowowprowadzana	80	5,70	7,84	13,54
	technologia bloku gazowo-parowego ze zintegrowanym zgazowaniem paliwa (IGCC) - nowowprowadzana	90			13,33

Koszty wyposażenia w najlepsze dostępne techniki (ESP+FGD) stanowią mniej niż 5% całkowitych kosztów elektrowni węglowej (bez uwzględniania kosztów paliwa). Jeśli w kosztach elektrowni uwzględni się koszty paliwa, ten udział kształtuje się na poziomie 3-3,5%. Szacunki te podane przez Rokke (2006) dotyczą kosztów produkcji energii elektrycznej 40 euro/MWh odniesionych do nowej elektrowni, łącznie z kosztami paliwa 9,40 euro/MWh i całkowitymi kosztami technologii BAT 1,52 euro/MWh.

Uśrednione koszty technik kontroli emisji dla elektrowni węglowych (zaawansowane metody odpylania) zostały oszacowane przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 2,70 euro na GJ rocznego zużycia paliwa,
- roczne koszty eksploatacyjne: 0,53 euro/GJ paliwa.

Koszty te dla usuwania rtęci ze spalin oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 3,30 euro na GJ rocznego zużycia paliwa,
- roczne koszty eksploatacyjne: 0,74 euro/GJ paliwa.

Stosowanie sorbentu powoduje problem powstawania niebezpiecznych odpadów. Ostateczny koszt redukcji emisji rtęci z kotłów zależy jest od jej wpływu na gospodarowanie odpadami, będących pozostałościami po procesie spalania. W przypadku elektrowni, które sprzedają popiół lotny do cementowni, stosowanie węgla aktywnego może znacznie ograniczyć możliwości jego sprzedaży, ze względu na zwiększone zawartości sorbentu węglowego w produkcie. W przypadku zakładów, które wybrały technologie mokrych skrubców do kontroli emisji rtęci, mogą być ograniczone możliwości sprzedaży gipsu do zastosowania w przemyśle płyt gipsowo-kartonowych ze względu na zwiększone koncentracje rtęci. Ten potencjalny wpływ na użytkowanie produktów z procesów spalania lub na usuwanie ich pozostałości może znacznie wpływać na koszty kontroli emisji rtęci z kotłów węglowych (UNEP, 2002).

Obecnie na świecie nie są powszechnie wprowadzane technologie nakierowane wyłącznie na redukcję emisji rtęci ze strumienia gazów spalinowych. Stosowane są zintegrowane technologie redukcji emisji, które stanowią rozwiązanie znacznie bardziej efektywne ekonomicznie. Przykładowo technologie kontroli konwencjonalnych zanieczyszczeń powietrza (pyłu, SO₂ i NO_x) wykazują także współkorzyści (*co-benefits*) w postaci redukcji emisji rtęci. W tym kontekście koszty związane z działaniami nakierowanymi na dodatkową redukcję emisji rtęci są znacznie niższe.

Pacyna i in. (2008b) przedstawiają dane dotyczące rodzajów oraz skuteczności technologii redukcji emisji rtęci w sektorze spalania węgla, wraz z kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi tych technologii oraz w porównaniu z korzyściami społecznymi wynikającymi z wprowadzenia tych technologii w roku 2020. Rezultaty zaprezentowano w tabeli 6.

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Tabela 6. Globalne koszty i korzyści wynikające z redukcji emisji rtęci z procesów spalania węgla przy zastosowaniu różnych opcji technologii, w 2020r. w stosunku do scenariusza status-quo (Pacyna i in., 2008b).

Skuteczność redukcji emisji rtęci (%)	Roczne koszty (tys. euro/ kg Hg)	Roczne korzyści społeczne (tys. euro/ kg Hg)
0 - 30 (elektrofiltry lub filtry tkaninowe)	67	67
30 - 50 (elektrofiltry lub filtry tkaninowe +odsiarczanie spalin)	127	213
50 - 99+ (elektrofiltry lub filtry tkaninowe +odsiarczanie spalin +iniekcja sorbentu)	173	360

Roczne korzyści społeczne redukcji emisji rtęci wahają się od 67 do 360 mln euro/ tonę Hg (270-1440 mln zł/ t Hg). Wynik ten jest zbliżony do wartości ok. 1 mld zł/ t Hg oszacowanej w raporcie z etapu I (Panasiuk i in., 2009) dla kosztów zanieczyszczenia rtęcią środowiska.

7.2. Redukcja emisji z małych i średnich źródeł spalania.

Szacunki dotyczące kosztów i korzyści środowiskowych metod redukcji emisji rtęci do powietrza z instalacji o mocy poniżej 50 MW zostały przeprowadzone przez Pye i in. (2006) dla Komisji Europejskiej. Wnioskowano, że jednymi z najbardziej efektywnych ekonomicznie działań są metody przeciwdziałania emisji (na etapie przed procesem spalania w celu minimalizowania emisji), takie jak oczyszczanie węgla lub zamiana paliwa. Działania te obejmują stosowanie paliwa lepszej jakości (czystsze) lub zamiany na paliwo alternatywne, generujące niższe emisje. Inną opcją zapobiegania emisji jest zmniejszenie zużycia energii poprzez poprawę efektywności procesów. Tylko niektóre działania techniczne redukcji emisji (jak usuwanie rtęci ze spalin z procesu spalania) zostały określone jako preferowane dla źródeł małej i średniej mocy.

W Polsce barierą ekonomiczną dla właścicieli budynków mieszkalnych są ceny czystych nośników energii (gaz, olej opałowy) i dobrego jakościowo węgla. Programy ochrony powietrza realizowane przez samorzady dotyczą głównie części komunalnej, ale rzadko prywatnych budynków mieszkalnych.. Istnieją jednak możliwości dofinansowania indywidualnych mieszkańców ze środków Narodowego lub Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska. W przypadku budynków prywatnych zachętę finansową stanowiły ulgi podatkowe za remonty budowlane, które są już wygaszane. Jeśli program naprawczy nie jest realizowany i występują przekroczenia normatywnych pułapów emisji, wówczas to państwo, a nie samorzady, może ponieść konsekwencje za nieskuteczną walkę z niską emisją.

7.3. Redukcja emisji do powietrza z procesów przemysłowych.

Produkcja metali nieżelaznych

Uśrednione koszty kontroli emisji dla procesów spalania paliw stałych w sektorze przemysłowym (usuwanie rtęci za pomocą iniekcji węgla aktywnego ze skutecznością 80%)

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

oszacowane zostały przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie 168 tys. euro/ kg Hg. Dla istniejących hut metali nieżelaznych koszty doposażenia w filtry tkaninowe (pakiet 1 kontroli emisji) oszacowano na poziomie 162 mln euro/rok dla krajów UE-25 oraz 249 mln euro/rok dla krajach pozaunijnych, w sumie 411 mln euro rocznie.

Annualizowane koszty wybranych technologii redukcji emisji zanieczyszczeń w produkcji metali nieżelaznych w przeliczeniu na tonę produkcji metali (wskaźnik aktywności) oraz skuteczności technologii w redukcji emisji rtęci zaprezentowano w tabeli 7.

Tabela 7. Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z procesów produkcji metali nieżelaznych (euro/ tonę produkcji) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).

Sektor	Wskaźnik aktywności (SAI)	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/SAI)		
				Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
Produkcja pierwotnego ołowiu	tona pierwotnego ołowiu	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	0,04	0,03	0,07
		Filtry tkaninowe (<i>FF</i>) - najnowocześniejsza	10	0,08	0,75	0,83
		Iniekcja węgla aktywnego (<i>S/C</i>) +FF +odsiarczanie FGD - zoptymalizowana	90	1,65	0,88	2,53
Produkcja pierwotnego cynku	tona pierwotnego cynku	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	0,07	0,04	0,11
		Filtry tkaninowe (<i>FF</i>) - najnowocześniejsza	10	0,26	0,50	0,76
		Iniekcja węgla aktywnego (<i>S/C</i>) +FF +odsiarczanie FGD - zoptymalizowana	90	1,65	0,88	2,53
Produkcja pierwotnej miedzi	tona pierwotnej miedzi	Filtry tkaninowe - średnia skuteczność	5	1,20	9,20	10,40
		Filtry tkaninowe - najnowocześniejsza	10	2,58	17,10	19,68
Produkcja ołowiu wtórnego	tona ołowiu wtórnego	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	0,07	0,04	0,11
		Filtry tkaninowe (<i>FF</i>) - najnowocześniejsza	10	4,50	0,75	5,25
Produkcja cynku wtórnego	tona cynku wtórnego	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - najnowocześniejsza	5	0,07	0,04	0,11
		Filtry tkaninowe (<i>FF</i>) - najnowocześniejsza	10	0,08	0,95	1,03
		Iniekcja węgla aktywnego (<i>S/C</i>)+FF +odsiarczanie FGD - zoptymalizowana	90	1,20	0,95	2,21
Produkcja miedzi wtórnego	tona miedzi wtórnego	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - najnowocześniejsza	5	7,26	10,57	17,83

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Sektor	Wskaźnik aktywności (SAI)	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/SAI)		
				Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
		Filtry tkaninowe (FF) - najnowocześniejsza	10	4,43	29,31	33,74

Uśrednione koszty technik kontroli emisji dla produkcji pierwotnego ołowiu (dodatkowe wysokoskuteczne filtry tkaninowe) zostały oszacowane przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 166 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 16 euro/ tonę ołowiu.

Koszty te dla produkcji pierwotnego cynku oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 165 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 17 euro/ tonę cynku.

Koszty te dla produkcji pierwotnej miedzi oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 250 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 25 euro/ tonę miedzi.

Koszty te dla produkcji pierwotnego niklu oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 244 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 24 euro/ tonę niklu.

Produkcja żelaza i stali

Annualizowane koszty wybranych technologii redukcji emisji zanieczyszczeń w produkcji żelaza i stali w przeliczeniu na tonę spieku, koksu lub metalu (wskaźnik aktywności) oraz skuteczności tych technologii w redukcji emisji rtęci zaprezentowano w tabeli poniżej.

Tabela 8. Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z produkcji żelaza i stali (euro/ tonę produkcji) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).

Sektor	Wskaźnik aktywności (SAI)	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/SAI)		
				Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
Spiekalnie	tona spieku	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - średnia skuteczność	5	0,07	0,03	0,10
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - zoptymalizowana	70	0,14	0,13	0,27
		Iniekcja węgla aktywnego (S/C)+filtr tkaninowy (FF) - zoptymalizowana	80	1,40	0,75	2,15

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Sektor	Wskaźnik aktywności (SAI)	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/SAI)		
				Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
		Wtrysk sorbentu impregnowanego związkami wapnia (SiCa) – nowowprowadzana	100	0,70	0,83	1,53
Produkcja koksu	tona koksu	Stosowanie surowców o niskiej zawartości metali ciężkich – zoptymalizowana	5	0,00	0,01	0,01
		Filtry tkaninowe - średnia skuteczność	5	0,14	1,10	1,24
		Filtry tkaninowe - zoptymalizowana	5	0,31	2,05	2,36
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	0,51	0,74	1,25
		Mokre odsiarczanie spalin (<i>wet FGD</i>) – średnia skuteczność	30	1,87	1,27	3,14
		Mokre odsiarczanie spalin (<i>wet FGD</i>) – zoptymalizowana	40	2,03	1,86	3,89
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – zoptymalizowana	70	0,93	1,05	1,98
Odlewnictwo żelaza i stali	tona odlanego żelaza	Filtry tkaninowe – średnia skuteczność	5	7,20	55,18	62,38
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	25,40	36,98	62,38
		Filtry tkaninowe - doposażenie	98	8,31	47,40	55,71
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – zoptymalizowana	70	46,53	52,65	99,18
Produkcja surówki	tona odlanego żelaza	Filtry tkaninowe – średnia skuteczność	5	0,13	0,50	0,63
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	1,02	1,48	2,50
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - doposażenie	72	0,85	0,63	1,48
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – zoptymalizowana	70	1,86	2,11	3,97
Zasadowe konwerty tlenowe	tona stali	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	0,80	2,00	2,80
		Mokry skrubler Venturiego – zoptymalizowana	8	3,79	0,36	4,15
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – zoptymalizowana	70	2,88	3,00	5,88
Elektryczne piece łukowe	tona stali	Filtry tkaninowe – średnia skuteczność	5	0,14	1,10	1,24
		Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	0,51	0,74	1,25

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Sektor	Wskaźnik aktywności (SAI)	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/SAI)		
				Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
		Filtry tkaninowe - doposażenie	98	0,17	0,95	1,12
		Elektrofiltr suchy (dry ESP) – zoptymalizowana	70	0,93	1,05	1,98

Uśrednione koszty technik kontroli emisji dla spiekalni (dodatkowe zastosowanie filtrów tkaninowych za istniejącym elektrofiltrem, skruberem lub cyklonem dla kontroli pyłu) zostały oszacowane przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 2,50 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 2 euro/ tonę spieku.

Koszty te dla produkcji koksu oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 13 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 4 euro/ tonę koksu.

Koszty te dla wielkich pieców (odpylanie gazu konwertorowego) oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 0,55 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 0,55 euro/ tonę surówki.

Koszty te dla zasadowych konwertorów tlenowych oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 24 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 2,70 euro/ tonę stali.

Koszty te dla elektrycznych pieców łukowych oszacowano na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 50 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 2 euro/ tonę stali.

Produkcja cementu

Koszty dla redukcji emisji rtęci w produkcji cementu (usuwanie rtęci z pieca cementowego poprzez iniekcję węgla aktywnego) zostały oszacowane przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie 144 tys. euro/ kg Hg. Koszty wprowadzenia wysokoskutecznych elektrofiltrów lub filtrów tkaninowych dla kontroli pierwotnej emisji z pieca cementowego (pakiet 1 kontroli emisji, implementacja dyrektywy unijnej IPPC) w krajach pozaunijnych oszacowano na 156 mln euro rocznie. Dodatkowe koszty iniekcji węgla aktywnego (pakiet 2 kontroli emisji) w całej Europie oszacowano na poziomie 2,6 mld euro.

Annualizowane koszty wybranych technologii redukcji emisji zanieczyszczeń w przeliczeniu na tonę produkcji cementu oraz skuteczności tych technologii w redukcji emisji rtęci zaprezentowano w tabeli 9.

Uśrednione koszty technik kontroli emisji dla produkcji cementu (dodatkowe zastosowanie filtrów tkaninowych) zostały oszacowane przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 4,50 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 0,40 euro/ tonę cementu.

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Tabela 9. Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z produkcji cementu (euro/ tonę cementu) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).

Sektor	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/ tonę cementu)		
			Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
Produkcja cementu	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – średnia skuteczność	5	0,13	0,10	0,23
	Filtry tkaninowe – średnia skuteczność	5	0,13	0,15	0,28
	Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) – zoptymalizowana	70	0,28	0,15	0,43
	Filtry tkaninowe – zoptymalizowana	70	0,26	0,25	0,51
	Filtry tkaninowe +mokre odsiarczanie spalin (<i>wet FGD</i>) – zoptymalizowana	90	0,87	0,30	1,20

Produkcja chloru

Koszt całkowitej zamiany technologii rtęciowej na proces bezrtęciowy w produkcji chloru został oszacowany przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie 11 tys. euro/ kg usuniętej rtęci. Koszty konwersji w krajach pozaunijnych oszacowano jako 29 mln euro rocznie.

Annualizowane koszty wybranych technologii redukcji emisji rtęci w przeliczeniu na tonę produkcji chloru oraz skuteczności tych technologii w redukcji emisji rtęci zaprezentowano w tabeli 10.

Tabela 10. Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z produkcji chloru (euro/ tonę chloru) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).

Sektor	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/ tonę chloru)		
			Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
Produkcja chloru (metoda rtęciowa)	Stosowanie dobrych praktyk podczas konserwacji i napraw - zoptymalizowana	20	0,01	0,01	0,03
	Udoskonalanie elektrolizerów - zoptymalizowana	15	0,04	0,01	0,05
	Mokre skrubery (<i>WSC</i>) z chlorowaną solanką lub dodatkami podchlorynu - najnowocześniejsza	60	1,10	0,90	2,00

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

	Iniekcja węgla aktywnego (S/C) +filtr tkaninowy (FF) - zoptymalizowana	98		2,85	
	Zamiana technologii na diafragmową lub membranową - najnowocześniejsza	100	24,64	0,00	24,64

Uśrednione koszty pozwalające osiągnąć poziom emisji 0,5 g Hg/ t Cl zostały oszacowane przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 20 euro na tonę rocznej zdolności produkcyjnej,
- roczne koszty eksploatacyjne: 1 euro/ t Cl.

Concorde (2006) analizował koszty i korzyści (ze szczególnym uwzględnieniem oszczędności energii, zredukowanych kosztów monitoringu rtęci oraz gospodarki odpadami) związane z zamianą typowej technologii rtęciowej produkcji chloru na technologię membranową. Istnieją przypadki zamiany technologii, które wskazują na możliwość uzyskania dwu lub trzyletniego okresu zwrotu inwestycji.

W przypadku zmiany typowej hali elektrolizy rtęciowej, koszt kapitałowy powinien uwzględniać nie tylko koszt elektrolizerów, ale również koszty obiegu ługu, odparowywania ługu, jak również wtórnego oczyszczania solanki i jej odchlorowywania. W wielu przypadkach dodatkowy kapitał będzie wymagany na dodatkowe chłodzenie gazu, nowe transformatory prostownikowe (ewentualnie nowe zasilanie i aparaturę łączeniową), zmiany w doprowadzaniu mediów energetycznych oraz gazowego HCl, nowe konstrukcje budowlane, likwidację oraz przygotowanie terenu działki. Odnotowane koszty kapitałowe wahają się od 194 do 700 euro na tonę produkcji chloru (MŚ, 2005a) lub 220-600 euro/ t Cl (Visschedijk i in., 2006). Według Euro Chloru typowy koszt zmiany wynosi około 530 euro na tonę produkcji chloru. Taki koszt uwzględnia wydatki związane z technologią, urządzeniami oraz budową, jak również demontażem i czyszczeniem starych elektrolizerów rtęciowych i orurowania. Nie obejmuje nowych budynków, dodatkowych usług oraz rekultywacji terenu (EC, 2001d). Koszt konwersji dla instalacji w starych krajach Unii został obliczony na 3,1 mld euro.

Koszty inwestycyjne zamiany na inny rodzaj procesu są znaczne, ale koszty elektryczności oraz surowców (łącznie z około połową całkowitych kosztów operacyjnych) dla technologii membranowej jak również koszty zagospodarowania odpadów są niższe niż dla technologii rtęciowej.

Według ostrożnych szacunków Concorde (2006) korzyści zdrowotne z unikniętej emisji rtęci wynoszą 26-31 tys. euro/ kg Hg. Zestawiając koszty zamiany technologii rtęciowej z nawet tymi ostrożnymi konserwatywnymi szacunkami dotyczącymi korzyści zdrowotnych dla społeczeństwa, można spodziewać się, że całkowite korzyści, nawet jeśli rozpatrywane w okresie tylko 5 lat, będą prawie dwukrotnie większe niż koszty wynikające z zamiany technologii. Dlatego zamiana technologii rtęciowej powinna być rozpatrywana jako priorytetowa, jeśli brany jest pod uwagę całkowity zakres korzyści związanych ze zdrowiem społeczeństwa oraz inne korzyści związane z rozwojem przemysłu chemicznego.

7.4. Redukcja emisji rtęci z użytkowania produktów.

Stosowanie rtęci w produktach

Wykonalność wprowadzenia zakazów lub ograniczeń dotyczących stosowania produktów zawierających rtęć zależy od dostępności ich zamienników. Unijny zakaz wprowadzania do obrotu urządzeń pomiarowych zawierających rtęć, obowiązujący od 3 kwietnia 2009r. dla termometrów lekarskich i aparatów do pomiaru ciśnienia krwi, spowodował głównie koszty związane z restrukturyzacją przedsiębiorstw. W Europie dostępne są w zbliżonych cenach zamienniki dla produktów zawierających rtęć do użytkowania w gospodarstwach domowych. Pomimo, że koszty wyprodukowania termometrów szklanych są niższe niż elektronicznych, to ryzyko ich złamania lub uszkodzenia jest większe, dlatego też w trakcie użytkowania jeden termometr elektroniczny może zastąpić kilka termometrów rtęciowych. Biorąc pod uwagę szacunek rocznych kosztów, cena elektronicznych urządzeń pomiarowych jest zbliżona do zastępowanych urządzeń rtęciowych. Z tego powodu zakaz sprzedaży termometrów rtęciowych jest łatwy do wdrożenia. Koszty zakazu w głównej mierze dotknęły producentów termometrów rtęciowych, ale koszty te były równoważone przez wzrastające korzyści producentów termometrów bezrtęciowych.

Dostępność produktów zamiennych jest tylko jednym z czynników wpływających na koszty ograniczenia stosowania rtęci w produktach. Inne koszty związane z działaniami legislacyjnymi i administracyjnymi oraz procesem wycofywania produktów zawierających rtęć są trudniejsze do oszacowania. Wspomniany wyżej zakaz objął termometry lekarskie oraz produkty zawierających rtęć do użytku w gospodarstwach domowych (barometry i inne urządzenia pomiarowe przeznaczone do sprzedaży dla konsumentów). Rezygnacja ze stosowania rtęci w profesjonalnych urządzeniach pomiarowych nie jest możliwa przy obecnie dostępnych technologiach. Rtęć ma charakterystyczne właściwości i z tego powodu jej zamiana w niektórych produktach nie jest łatwa, przykładowo w urządzeniach pomiarowych stosowanych w szpitalach (EC, 2006c).

Redukcja zużycia rtęci w bateriach jest trwającym obecnie procesem o zasięgu globalnym, dlatego też koszty związane z kontynuowaniem tego procesu powinny być niskie. W przypadku baterii guzikowych, ceny zamienników bezrtęciowych mogą być często wyższe w porównaniu do baterii rtęciowych, ale biorąc pod uwagę utylizację odpadów baterii, można uniknąć kosztów selektywnej zbiórki i składowania tego typu odpadów (UNEP, 2002).

Znacznie trudniejsza jest sytuacja związana z urządzeniami elektrycznymi i elektronicznymi. Dla produktów oświetleniowych dostępność zamienników energooszczędnych jest mniejsza. W związku z tym redukcja zużycia rtęci w kategorii produktów oświetleniowych związana jest z wysokimi kosztami. Nie ma znaczących różnic w cenie pomiędzy konwencjonalnymi rtęciowymi oraz bezrtęciowymi przełącznikami, za wyjątkiem bardzo specyficznych zastosowań. Istnieją jednak przykłady komponentów rtęciowych, które są znacznie droższe, niż ich bezrtęciowe zamienniki. Prowadzone są działania promujące bezrtęciowe zamienniki, jednak zużycie rtęci pozostaje znaczące. Oznacza to, że redukcja zużycia rtęci w tej kategorii produktów związana jest ze średnimi lub wysokimi kosztami (EC, 2006c).

Stosowanie rtęci w praktyce dentystycznej

Redukcja emisji rtęci ze stosowania amalgamatu dentystycznego jest jedną z droższych metod kontroli emisji. Hylander i in. (2007) podaje, że koszty stosowania separatorów amalgamatu

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

do oczyszczania ścieków w gabinetach dentystycznych w USA wahają się od 33 tys. do 1,3 mln US\$. Niższe koszty związane są ze zwiększonym recyklingiem odpadów amalgamatu osadzającego się na jednorazowych filtrach na spluwaczkach oraz usuwaniem wypełnień amalgamatowych po śmierci.

Wycofanie amalgamatu dentystycznego jest bardziej radykalnym rozwiązaniem emisji rtęci z praktyki dentystycznej. Jednocześnie jako działanie zorientowane na przeciwdziałanie powstawaniu emisji rtęci, a nie jej późniejszej redukcji, wydaje się być działaniem tańszym. Stosowanie bezrtęciowych zamienników dentystycznych w przypadku nowych wypełnień, oznacza wyższe koszty dla konsumentów. Tabela 11 przedstawia porównanie cen usług dentystycznych - wypełnień kompozytowych w zębach stałych w stosunku do wypełnień amalgamatowych, na podstawie własnego przeglądu cen.

Tabela 11. Ceny wypełnień amalgamatowych i kompozytowych w wybranych gabinetach i klinikach dentystycznych w Polsce w 2010r. (w złotych za jedno wypełnienie).

	Gabinet prywatny						Klinika	
	małe miasto		średnie miasto		duże miasto		duże miasto	
	M	D	M	D	M	D	M	D
wypełnienie amalgamatowe	40*	80*	35*	50*	-	-	90	120
wypełnienie kompozytowe	80	100	120	150	100	150	100	150

M - małe wypełnienie; D - duże wypełnienie

(*) - cena usługi refundowana przez Narodowy Fundusz Zdrowia przy kontrakcie podpisanym z gabinetem

Ceny usług dentystycznych z wykorzystaniem materiałów kompozytowych są zazwyczaj 2-3 razy wyższe od usług wypełnień amalgamatowych zębów stałych. Można szacować, że koszt materiału jest większy o 15 zł w przypadku małych wypełnień i o 25 zł w przypadku dużych wypełnień. Cena usługi dentystycznej obejmująca pracę dentysty i koszty utrzymania gabinetu jest bowiem 4-krotnością kosztów zużytego materiału. W przypadku kliniki w dużym mieście koszty materiału są mniej znaczącym elementem rachunku kosztów.

Zakładając, że do małych wypełnień używa się kapsułki z 0,4 g rtęci, a do dużych wypełnień kapsułki z 0,6 g rtęci, koszt stosowania droższych materiałów wynosi ok. 40 tys. zł w przeliczeniu na kilogram zużytej rtęci. Przy szacunkowym zużyciu 10 ton rtęci rocznie, w skali Polski są to koszty stosowania droższych materiałów wynoszące ok. 400 mln zł rocznie.

Jednak zwiększone koszty do poniesienia przez Narodowy Fundusz Zdrowia, w przypadku dalszej refundacji kosztów kilkunastu milionów wypełnień zębów rocznie i bez wynegocjowania niższych cen, mogą sięgnąć 1,5 mld złotych rocznie. Zwiększony koszt usług dentystycznych w Polsce w wyniku zakazu stosowania amalgamatu (do 150 tys. zł/ kg Hg) jest niższy od wykazywanego w krajach zachodnich (129 tys. US\$/ kg Hg wg danych szwedzkich; Hylander i in., 2007).

Selektywna zbiórka odpadów i odzysk rtęci

W przypadku produktów zawierających rtęć, selektywna zbiórka i utylizacja odpadów zawierających rtęć uważana jest za jedną bardziej efektywnych w redukcji uwolnień rtęci do środowiska (Pacyna i in., 2008). W krajach rozwiniętych tj. jak Polska możliwe do zastosowania są działania promocyjne na temat właściwego postępowania z tego typu odpadami, włączając w to gospodarstwa domowe, zakłady przemysłowe i sektor publiczny. Jedynie zamiana produktów zawierających rtęć na bezrtęciowe (ograniczenie stosowania rtęci w produktach) może być bardziej opłacalna ekonomicznie.

Koszty związane z gospodarką odpadami zmieniają się w zakresie od niskich do średnich w przypadku krajów rozwiniętych. Przykładowo w USA koszty zbierania, transportu i odzysku przełączników elektrycznych wahały się w granicach 0,004 – 1 US\$ za sztukę. Sortowanie odpadów zmniejsza koszty gospodarki odpadami generując jednocześnie trzykrotnie większe zatrudnienie niż w spalarniach odpadów.

Korzyści związane z selektywną zbiórką i odzyskiem rtęci z odpadów są stosunkowo duże w porównaniu z kosztami działań.

Spalanie odpadów komunalnych

W celu zmniejszenia masy odpadów komunalnych wymagających składowania, poza selektywną zbiórką odpadów, niezbędne jest funkcjonowanie instalacji termicznego przekształcania (spalarni) odpadów. Istnieje jednak krytyczne nastawienie społeczne do spalania odpadów wynikające z obaw związanych z uwalnianiem się zanieczyszczeń tj. dioksyny lub furany. Ważne jest zatem praktycznie całkowite wyeliminowanie emisji szkodliwych gazów i pyłów oraz związków rakotwórczych. Spełnienie tych wymagań jest związane z wysokimi kosztami inwestycyjnymi oraz eksploatacyjnymi.

Koszty termicznego przekształcania odpadów różnią się w zależności od rodzaju odpadów, zastosowanej technologii spalania oraz kontroli emisji nie tylko rtęci, ale także innych zanieczyszczeń np. dioksyn. Spalarnie stosują w większości te same technologie kontroli rtęci, które towarzyszą spalaniu w kotłach przemysłowych. Dane prezentowane przez Pirrone (2001) na temat kosztów oraz efektywności usuwania rtęci dla spalarni odpadów wykazują, że zastosowanie węgla aktywnego jest efektywne ekonomicznie, mimo iż możliwości usuwania innych zanieczyszczeń ze spalin są w tym przypadku ograniczone. Z tego powodu stosowanie iniekcji węgla aktywnego najczęściej łączone jest z współpracą elektrofiltrów i filtrów tkaninowych.

Koszty spalania odpadów (w przeliczeniu na tonę odpadów) w stosunku do kosztów sortowania, kompostowania lub składowania odpadów przedstawia tabela 12. Wyniki OTZO (2010) zostały przygotowane w oparciu o dane dla inwestycji ze środków NFOŚiGW. Koszty zależą od wydajności oraz wyposażenia poszczególnych obiektów.

Wybudowanie instalacji do termicznego unieszkodliwiania odpadów komunalnych jest ekonomicznie uzasadnione przy spalaniu 100 tys. odpadów rocznie. W Europie Zachodniej koszty budowy nowej generacji instalacji o takiej wydajności sięgają 150 mln US\$ (400 mln zł). W Polsce jedyną dużą spalarnią odpadów komunalnych jest Zakład Unieszkodliwiania Stałych Odpadów Komunalnych w Warszawie, uruchomiony w 2001r. Koszt budowy wyniósł 180 mln zł przy zdolności przerobowej 128 tys. t/ rok (UM Warszawa, 2005).

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Tabela 12. Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne obiektów gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce, z uwzględnieniem nakładów na infrastrukturę i urządzenia ochrony środowiska (OTZO, 2010).

Technologia	Koszty inwestycyjne (zł/ roczną zdolność przerobową w tonach)	Koszty eksploatacyjne (zł/tonę)	Czas eksploatacji (lat)
Pryzma energetyczna (kompostująca)	2 - 21	14 - 16	10 - 50
Składowisko odpadów	6 - 10 7 - 15 ^{a)}	30 - 125	20 - 30
Sortownia odpadów	35 - 214	19 - 90	20 - 25
Kompostownia	475 - 625	30 - 150	20 - 25
Spalarnia odpadów	2250 - 4000	450 - 650	15 - 20

^{a)} z kosztami rekultywacji wynoszącymi od 130 do 600 tys. zł/ ha, przy założeniu pojemności składowiska do 100 tys. t/ ha, bez kosztów kontroli emisji metali ciężkich do środowiska.

Koszty eksploatacyjne spalania odpadów wahają się wg różnych źródeł w granicach 400-650 zł/ tonę odpadów komunalnych. Przychód pochodzący z odzysku energii (590 kWh/tonę) można oszacować na 180-200 zł/tonę. W polskich odpadach komunalnych przeważa frakcja trudno- lub niepalna, czyli odpady organiczne, popioły i gruz. Udział części palnych wynosi średnio 27% i konieczne jest podnoszenie wartości opałowej za pomocą oleju opałowego lub mazutu. Koszty skierowania odpadów komunalnych do innych zakładów (np. kompostowania, recyklingu, mechaniczno-biologicznego przetwarzania albo biologicznej stabilizacji) wynoszą 40-80 euro/ tonę (OTZO, 2010).

Annualizowane koszty wybranych technologii redukcji emisji zanieczyszczeń w spalarniach odpadów w przeliczeniu na tonę odpadów komunalnych oraz skuteczności tych technologii w redukcji emisji rtęci zaprezentowano w tabeli 13.

Tabela 13. Koszty oraz skuteczności instalacji stosowanych dla redukcji emisji rtęci z procesów spalania odpadów (euro/ tonę odpadów) - wybrane technologie z bazy danych projektów unijnych ESPREME i DROPS (Pacyna i in., 2008b).

Sektor	Technologia kontroli emisji	Redukcja emisji Hg (%)	Roczne koszty (euro/ tonę odpadów)		
			Roczne koszty inwestycyjne	Roczne koszty eksploatacyjne	Całkowite roczne koszty
Spalanie (termiczne przekształcanie) odpadów	Odzysk ciepła – najnowocześniejsza	5	0,02	0,00	0,02
	Cyklony - średnia skuteczność	0	0,05	0,03	0,08

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - średnia skuteczność	5	0,08	0,04	0,12
Filtry tkaninowe - średnia skuteczność	5	0,08	0,04	0,12
Mokre skrubery (<i>wSC</i>) - średnia skuteczność	20	0,08	0,05	0,13
Separacja odpadów - średnia skuteczność	60	0,04	0,04	0,80
Elektrofiltr suchy (<i>dry ESP</i>) - zoptymalizowana	70	1,23	4,66	5,89
Iniekcja węgla aktywnego (<i>SIC</i>) +filtr tkaninowy (<i>FF</i>) - zoptymalizowana	80	1,46	2,68	4,14
Dwustopniowy skrubler +mokry elektrofiltr (<i>wet ESP</i>) - zoptymalizowana	90	1,54	1,21	2,75
Elektrofiltr (<i>ESP</i>) +mokry skrubler +węgiel aktywny z wapnem +filtr tkaninowy (<i>FF</i>) - zoptymalizowana	99	1,54	1,65	3,19
Iniekcja węgla aktywnego (<i>SIC</i>) +skrubler Venturiego + <i>ESP</i> - zoptymalizowana	95	3,50	4,10	7,60
Iniekcja węgla aktywnego (<i>SIC</i>) +skrubler Venturiego z mlekiem wapiennym +soda kaustyczna + <i>FF</i> - zoptymalizowana	99	3,85	4,72	8,57

Uśrednione koszty technologii kontroli dla spalania odpadów medycznych (wstępne odpylanie za pomocą elektrofiltrów z następującą po nim iniekcją wapna i węgla aktywnego oraz na końcu filtrem tkaninowym) zostały oszacowane przez Visschedijka i in. (2006) na poziomie:

- całkowite koszty inwestycyjne: 15 euro na tonę rocznie spalanych odpadów,
- roczne koszty eksploatacyjne: 1,50 euro/ tonę odpadów.

Uwalnianie się rtęci ze składowisk odpadów komunalnych

Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne związane z prawidłowym funkcjonowaniem składowisk odpadów są niższe od kosztów spalania. Koszty inwestycyjne wynoszą 6–10 zł/ tonę rocznej zdolności przerobowej, a po doliczeniu kosztów rekultywacji 7–15 zł/ tonę rocznej zdolności przerobowej, patrz tabela 12. Koszty eksploatacyjne są szacowane na poziomie 30–125 zł/ tonę (OTZO, 2010). Koszty te nie obejmują kontroli emisji metali ciężkich do środowiska. Odcieki ze składowiska muszą być wywożone do komunalnych oczyszczalni ścieków i w przypadku konieczności spalania osadów ściekowych koszty kontroli emisji rtęci do powietrza są wysokie.

Biorąc pod uwagę wpływ spalania odpadów oraz ich składowania, zostały przeprowadzone badania wskazujące, że ryzyko zachorowania na nowotwory jest 100 razy większe dla osób żyjących w pobliżu składowisk odpadów komunalnych, niż dla osób z okolic spalarni odpadów (Pacyna i in., 2008b). Wynika to ze zwiększonej kontroli emisji gazów i pyłów z zakładów termicznego unieszkodliwiania odpadów komunalnych.

7.5. Redukcja ładunku rtęci zrzucanego do wód.

Przemysł chemiczny - produkcja chloru

Wśród wielu zmian w istniejącej instalacji rtęciowej w przypadku jej przejścia na technologię membranową wymienia się m.in. system utrzymania czystości solanki wprowadzanej do hali elektrolizy. Elektroliza membranowa wymaga solanki bardziej czystszej niż rtęciowa. Między instalacjami membranowymi i rtęciowymi istnieje także różnica w bilansie wody. Istnieje również różnica w szybkościach przepływu mas, a recyrkulacja solanki jest wyższa w instalacjach rtęciowych, niż w membranowych o porównywalnych wydajnościach. Przy każdej zmianie rozważyć należy zarówno bilans wody, jak i szybkość przepływu masowego (EC, 2001d).

Według Euro Chloru typowy koszt zmiany technologii wynosi około 530 euro na tonę produkcji chloru. Taki koszt uwzględnia wydatki związane z technologią, urządzeniami oraz budową, jak również demontażem oraz czyszczeniem starych elektrolizerów rtęciowych i orurowania. Nie obejmuje nowych budynków, dodatkowych usług oraz rekultywacji terenu (EC, 2001d). Jednak w technologii membranowej mniejsze jest zużycie energii elektrycznej. W związku z tym koszty eksploatacyjne są niższe, nawet jeśli uwzględnia się zwiększone zapotrzebowanie na parę oraz oczyszczanie solanki.

Inne ścieki przemysłowe

Koszty instalacji oczyszczania ścieków są zróżnicowane w zależności od ilości, rodzaju i składu ścieków oraz przyjętego stopnia oczyszczania. Średnie jednostkowe koszty inwestycyjne w przemysłowych oczyszczalniach ścieków są najniższe dla dużych oczyszczalni o przepustowości powyżej 20 tys. m³/dobę (1,8 tys. zł/ m³ dobowej przepustowości wg poziomu cen z 2000r.). Dla najmniejszych oczyszczalni o przepustowości 100 m³/dobę sięgały 9 tys. zł/ m³ dobowej przepustowości. Średnie jednostkowe koszty eksploatacyjne w 2000r. w dużych oczyszczalniach ścieków wynosiły 0,63 zł/m³, a w najmniejszych – 2,94 zł/m³ (Miłaszewski, 2004).

W produkcji nawozów sztucznych możliwe jest zwiększenie efektywnego wspólnego wykorzystania urządzeń poprzez zmniejszenie objętości i ładunków wody odpływowej przez zawrót kondensatów, wód procesowych i płuczkowych (EC, 2007). Dla przykładowej instalacji zintegrowanie procesu produkcji kwasu azotowego i azotanu amonu polegało na wprowadzeniu nowoczesnej technologii obróbki wody zasilającej kocioł (*boiler feed water, BWF*) oraz zastosowania podgrzanego amoniaku jako wspólnego surowca dla całego procesu, co pozwoliło zwiększyć ogólną sprawność instalacji energetycznych. Oszczędności w kosztach eksploatacyjnych zostały oszacowane na ponad 1 mln euro/rok.

W produkcji amoniaku wykorzystanie nadmiaru wytworzonej pary do obróbki kondensatów procesowych oraz zawracanie kondensatu umożliwia redukcję emisji zanieczyszczeń do wody. Koszty doposażenia istniejących zakładów o zdolności produkcyjnej 1.500 ton amoniaku/dobę wynoszą 2,9-3,3 mln euro. W produkcji nawozów NPK stosowane jest łączne oczyszczanie gazów pochodzących z procesów granulacji, parowania i neutralizacji. Gazy procesowe przemywane są w kolumnie natryskowej z roztworem HNO₃ i świeżej wody. Technologia pozwala na znaczną oszczędność wody procesowej, zawracanej częściowo do produkcji. Szacowane koszty inwestycyjne to 5,6 mln euro, a koszty eksploatacyjne – 225 tys. euro rocznie.

W produkcji metali nieżelaznych korzyścią środowiskową prowadzonych procesów neutralizowania ścieków poprocesowych jest zatrzymanie rtęci poprzez jej wytrącenie i zmniejszenie tym samym potencjalnego ładunku tego zanieczyszczania odprowadzanego do wód. W przykładowej instalacji oczyszczania ścieków stosowanej w procesie produkcji miedzi, wody poprocesowe oczyszczane są w celu usuwania rozpuszczonych związków metali oraz cząstek stałych poprzez działanie wapnem i siarczanem żelaza. Dla omawianej instalacji stężenie rtęci, które przed oczyszczaniem wynosiło 15 mg/l, po zastosowaniu strącania chemicznego spada do 0,005 mg/l. Koszty instalacji, która znajdowała się na etapie prac badawczych w UE, wynosiły 4,5-5,2 mln euro (EC, 2001b).

Ścieki komunalne

Koszty instalacji oczyszczania ścieków są zróżnicowane w zależności od ilości, rodzaju i składu ścieków oraz przyjętego stopnia oczyszczania. Średnie jednostkowe koszty inwestycyjne w komunalnych oczyszczalniach ścieków są najniższe dla dużych oczyszczalni o przepustowości powyżej 100 tys. m³/dobę (1,1 tys. zł/ m³ dobowej przepustowości wg poziomu cen z 2000r.). Dla oczyszczalni o przepustowości 10 tys. m³/dobę w miastach średniej wielkości koszty te przekraczały 2 tys. zł/ m³ dobowej przepustowości, a dla najmniejszych oczyszczalni o przepustowości 100 m³/dobę sięgały 7 tys. zł/ m³ dobowej przepustowości. W strukturze kosztów budowy komunalnych oczyszczalni ścieków, stopień mechaniczny stanowi średnio 10% kosztów, stopień biologiczny – 38%, chemiczne strącanie fosforu – 4%, przeróbka osadów – 9%, infrastruktura – 21% i inne – 18% (Miłaszewski, 2004).

Średnie jednostkowe koszty eksploatacyjne w 2000r. w dużych komunalnych oczyszczalniach ścieków wynosiły 0,33 zł/m³, w średnich - 0,77 zł/m³, a w najmniejszych – 2,20 zł/m³. Jednostkowe koszty eksploatacyjne oczyszczania ścieków w 2007r. w małych mechaniczno-biologicznych oczyszczalniach ścieków na obszarach wiejskich (bez kosztów sieci kanalizacyjnych i przepompowni) wahały się od 1,44 do 4,24 zł/m³ (Przybyła i in., 2009). Koszty oczyszczenia 1 m³ ścieków w przedsiębiorstwach wodociągowo-kanalizacyjnych w miastach powyżej 50 tys. mieszkańców w 2007r. kształtowały się na poziomie 0,56–2,62 zł/m³ i były zależne od stopnia wyposażenia w oczyszczalnie ścieków. Najniższe koszty jednostkowe wykazano w Krakowie, Gdańsku i Łodzi, gdzie nie wszystkie odbierane ścieki podlegały oczyszczaniu. Najwyższe koszty jednostkowe oczyszczania ścieków wykazano w Poznaniu, Częstochowie i Olsztynie. Całkowity koszt odbierania ścieków od użytkowników systemów kanalizacyjnych wahał się od 1,69 do 3,30 zł/m³ (MWiK Bydgoszcz, 2008).

W przypadku decyzji o termicznym przekształcaniu osadów ściekowych powstających w oczyszczalni rosną koszty kontroli emisji rtęci. Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne spalarni osadów ściekowych zostały przedstawione w kolejnym rozdziale.

7.6. Redukcja zanieczyszczania gleb rtęcią.

Osady ściekowe

Unieszkodliwianie osadów ściekowych powoduje minimalizację negatywnego wpływu zanieczyszczeń w nich zawartych na środowisko glebowe. Redukcja ilości komunalnych osadów ściekowych jest możliwa poprzez ich termiczne przekształcanie (spalanie). Z uwagi

na przechodzenie metali ciężkich (rtęci, ołowiu i kadmu) do spalin urządzenia do oczyszczania gazów wylotowych generują wysokie koszty inwestycyjne.

Instalacja do termicznego przekształcania osadów ściekowych może zwiększyć koszt budowy oczyszczalni o 40%. Budowa i modernizacja oczyszczalni ściekowych „Czajka” w Warszawie o przepustowości 435 tys. m³/dobę ma kosztować 685 mln zł, a instalacja do termicznej utylizacji osadów ściekowych – 268 mln zł (MPWiK Warszawa, 2005).

Według danych polskich dla miasta o liczbie 200 tys. mieszkańców (RLM = 283.000), w oczyszczalni ścieków o maksymalnej przepustowości 90 tys. m³/dobę powstaje dziennie 100 ton osadu ściekowego o 18% zawartości suchej masy (s.m.) i 82% wody. Koszt inwestycyjny instalacji do termicznego przekształcania (spalarni) osadu ściekowego zaprojektowanej na 18 ton s.m./dobę (7 tys. ton s.m./rok) wynosi ok. 40 mln zł bez VAT.

W instalacji tej na koszty eksploatacyjne składają się:

- zużycie energii elektrycznej 8.465 kWh/dobę o wartości ok. 2.500 zł/dobę,
- zużycie paliwa (olej opałowego Ekoterm) – 895 kg/dobę (37,3 kg/h) o wartości ok. 2.400 zł/dobę,
- zużycie chemikaliów do oczyszczania spalin: wapno hydratyzowane – 1.200 kg/dobę (50 kg/h), węgiel aktywowany – 120 kg/dobę (5,0 kg/h) o łącznej wartości ok. 1.700 zł/dobę,
- zużycie wody o ciśnieniu 6 bar – 72 m³/dobę (3,0 m³/h).

Razem koszty surowców zużywanych w spalarni o takiej przepustowości wynoszą 7 tys. zł/dobę, czyli 2,4 mln zł rocznie. Koszt jednostkowy dla elementów rachunku wymienionych powyżej wynosi 360 zł/tonę s.m. lub w przeliczeniu na ilość ścieków 70 zł/tys. m³. Koszt utrzymania czystości spalin zgodnych z zaleceniami UE dla spalarni osadu ściekowego w Wlk. Brytanii o zdolności przerobowej 24 tys. ton suchej masy/rok wynoszą 2 mln funtów rocznie (Grabowski), czyli koszt jednostkowy wynosi ok. 400 zł/tonę s.m.

Koszty eksploatacyjne spalarni osadów są niskie w stosunku do kosztów eksploatacyjnych oczyszczania ścieków. Wynika to z dużej wartości opałowej osadów ściekowych, zbliżonej do węgla brunatnego, pozwalającej na odzysk energii. Zużycie oleju opałowego wynika z konieczności wysokotemperaturowego dopalania spalin. Jednakże w rachunku kosztów funkcjonowania oczyszczalni muszą być także uwzględnione koszty zagospodarowania popiołów (transport + cementowanie + składowanie odpadów niebezpiecznych). Ilość popiołów paleniskowych powstających dziennie ze spalania 100 ton osadu o zawartości 18% s.m. wynosi 6,8 t (284 kg/h).

Nawozy sztuczne

Szczegółowe dane na temat kosztów strategii redukcji ładunku rtęci wprowadzanego do gleby w wyniku stosowania nawozów sztucznych nie są dostępne. Produkcja nawozów sztucznych o niskiej zawartości zanieczyszczeń zapobiega lub zmniejsza przedostawanie się metali ciężkich do środowiska, w tym środowiska glebowego. Ograniczone zostaje ryzyko zaburzenia równowagi środowiska glebowego (EC, 2007).

7.7. Porównanie kosztów i korzyści strategii.

Niniejszy rozdział przedstawia oszacowanie poziomu kosztów i korzyści wdrożenia poszczególnych strategii jako niski, średni lub wysoki. W przeprowadzonej dla Programu Środowiskowego ONZ jakościowej analizie kosztów i korzyści (Pacyna i in., 2008b), korzyści były szacowane w oparciu o redukcję emisji rtęci, a następnie porównane z kosztami. Stwierdzano, że poziom korzyści jest wysoki, jeśli przewyższały one koszty co najmniej 2-krotnie koszty. Jeśli korzyści były równe lub niższe od kosztów, wówczas określano poziom korzyści jako niski. W pozostałych przypadkach korzyści określano jako średnie.

Przedstawione w tabeli 14 koszty redukcji emisji rtęci obejmują koszty ekonomiczne wdrożenia odpowiednich urządzeń lub wprowadzenia właściwych działań nietechnicznych do uzyskania tej redukcji. Wymienione strategie obejmują działania częściowo wdrożone w Polsce oraz te, które powinny zostać podjęte w naszym kraju.

Tabela 14. Koszty i korzyści strategii redukcji emisji rtęci na podstawie Pacyny i in. (2008b) i UNEP (2008) oraz oszacowań własnych.

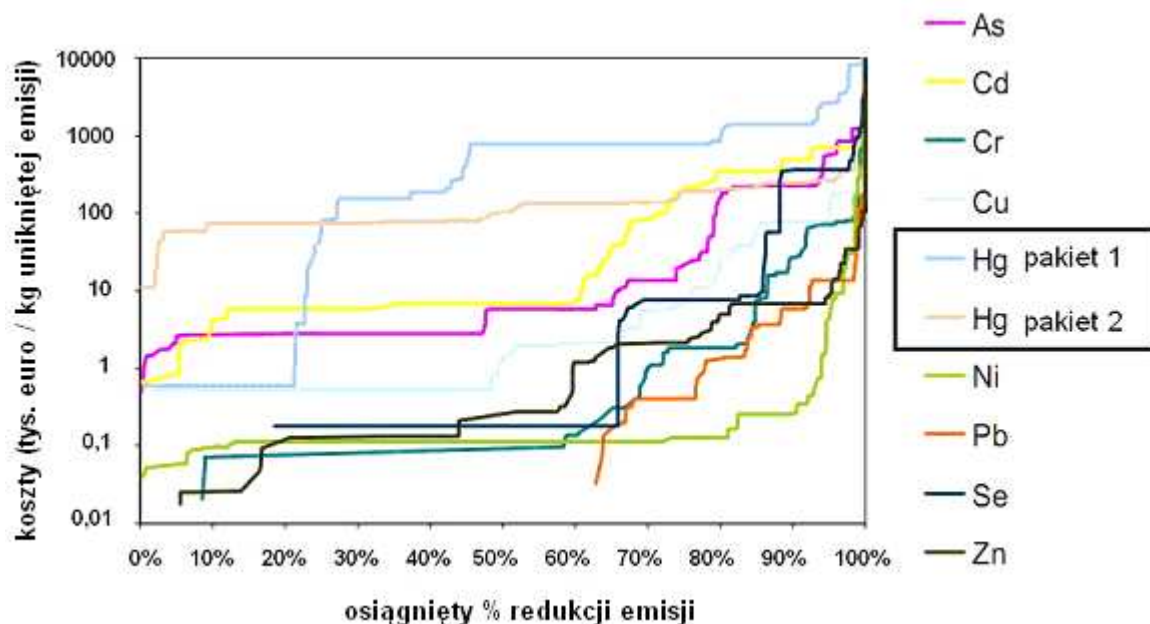
Rozdział	Strategia	Poziom kosztów	Poziom korzyści
1.	redukcji emisji do powietrza ze spalania węgla w sektorze energetycznym	średni → wysoki	wysoki
2.	redukcji emisji rtęci do powietrza z małych i średnich źródeł spalania węgla	średni	wysoki
3.	redukcji emisji do powietrza z procesów przemysłowych	średni → wysoki	średni → wysoki
4.1.	ograniczenia stosowania rtęci w produktach	niski	wysoki
4.2.	ograniczenia stosowania rtęci w praktyce dentystycznej: a) redukcja emisji rtęci ze stosowania amalgamatu dentystycznego b) wycofanie amalgamatu	średni → wysoki niski → średni	średni → wysoki wysoki
4.3.	wzrostu wiedzy i świadomości ekologicznej użytkowników	niski	wysoki
4.4.	promowania selektywnej zbiórki odpadów i odzysku rtęci	niski → średni	wysoki
4.5.	redukcji emisji ze spalania odpadów komunalnych	wysoki	wysoki
4.6.	ograniczenia uwalniania się rtęci ze składowisk odpadów komunalnych	średni	wysoki
5.	redukcji ładunku rtęci zrzucanego do wód powierzchniowych	średni → wysoki	wysoki
6.	redukcji zanieczyszczenia gleb rtęcią	średni → wysoki	wysoki

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Korzyści obejmują efekty społeczne, ekonomiczne, ekologiczne i dla zdrowia ludzkiego. Dla rtęci wchłanianej przez człowieka z żywnością zastosowano koszt krańcowy 8.000 euro/ kg Hg, a dla rtęci wdychanej z powietrzem atmosferycznej koszt 0,78 - 0,85 euro/ kg Hg.

Poziom kosztów i korzyści poszczególnych strategii różni się znacząco. Działania oparte na wdrażaniu technologii tj. instalacje do usuwania rtęci z gazów spalinowych w elektrowniach, hutach i spalarniach odpadów komunalnych są stosunkowo drogie (średni lub wysoki poziom kosztów) w porównaniu do działań nietechnicznych, takich jak prewencja, zwiększanie wiedzy i świadomości ekologicznej czy promowanie selektywnej zbiórki produktów zawierających rtęć. Działania zorientowane na przeciwdziałanie powstawaniu emisji rtęci są zazwyczaj tańsze od jej późniejszej redukcji. Jednakże obie grupy działań skutkujące wysokim poziomem korzyści powinny być równolegle stosowane, z uwzględnieniem dostępności środków finansowych.

Rys. 2 przedstawia koszty krańcowe redukcji emisji metali ciężkich, w tym rtęci, do powietrza z energetyki i innych procesów przemysłowych za pomocą działań technicznych. Osobno został przedstawione koszty krańcowe zastosowania dodatkowych filtrów tkaninowych w produkcji energii elektrycznej i ciepła (pakiet 1 kontroli emisji rtęci) oraz koszty krańcowe dodatkowego zastosowania iniekcji węgla aktywnego (pakiet 2 kontroli emisji).



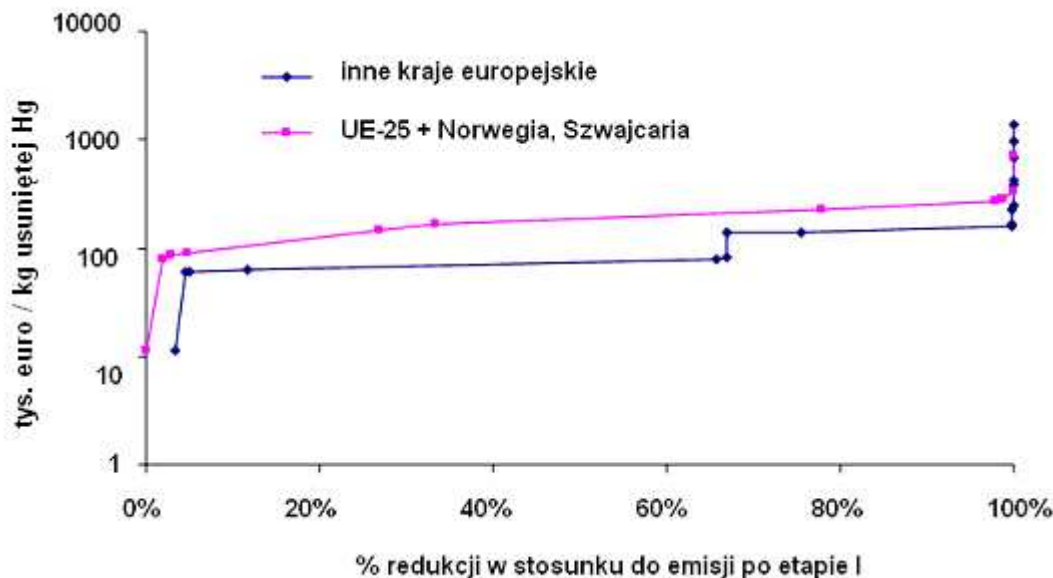
Rys. 2. Koszty krańcowe redukcji emisji do powietrza z energetyki i innych procesów przemysłowych dla 9 metali ciężkich (Visschedijk i in., 2006).

Koszty krańcowe redukcji emisji rtęci należą do najwyższych spośród metali ciężkich rozpatrywanych przez Visschedijka. Przy stosowaniu dodatkowych filtrów tkaninowych o skuteczności redukcji emisji mniejszej od 20% (w stosunku do istniejącego wyposażenia) mieszczą się w granicach 1 tys. euro/ kg Hg i są porównywalne w kosztami krańcowymi kontroli emisji kadmu i arsenu. Przy skuteczności redukcji emisji wyższej niż 25%

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

przekraczają one wartość 100 tys. euro/ kg Hg. Próby redukcji emisji powyżej 45% za pomocą filtrów filtrowych bez stosowania sorbentów nie są uzasadnione ekonomicznie, gdyż sięgają 1 mln euro/ kg Hg. Koszty krańcowe redukcji emisji rtęci dla zastosowania iniekcji węgla aktywnego po filtrach tkaninowych wahają się około wartości 100 tys. euro/ kg Hg dla skuteczności redukcji emisji niższej od 95%.

Kolejny rysunek przedstawia koszty krańcowe redukcji emisji rtęci rozdzielone na państwa unijne wraz z Norwegią i Szwajcarią oraz inne kraje europejskie.



Rys. 3. Koszty krańcowe redukcji emisji rtęci emisji do powietrza z energetyki i innych procesów przemysłowych dla krajów unijnych i pozostałych europejskich (Visschedijk i in., 2006).

Koszty krańcowe zastosowania iniekcji węgla aktywnego (pakiet 2 kontroli emisji) w państwach UE-25 są nieznacznie wyższe od kosztów krańcowych połączonego zastosowania dodatkowych filtrów tkaninowych i węgla aktywnego w krajach pozaunijnych (pakiety 1 i 2 kontroli emisji).

Wnioski

Działania zorientowane na przeciwdziałanie powstawaniu emisji rtęci (ograniczenie stosowania rtęci w produktach i jej odzysk oraz zmiany technologiczne w przemyśle) są zazwyczaj tańsze od działań skupionych na późniejszej redukcji emisji (za pomocą technologii oczyszczania gazów spalinowych lub unieszkodliwiania odpadów komunalnych i osadów ściekowych). Dlatego w pierwszej kolejności działania państwa powinny być skoncentrowane na strategiach o niskim poziomie kosztów:

- strategii ograniczania stosowania rtęci w produktach (bateriach guzikowych, sprzęcie elektrycznym i elektronicznym, a także urządzeniach kontrolno-pomiarowych używanych w placówkach medycznych),
- wycofaniu amalgamatu w praktyce dentystycznej,
- strategii wzrostu wiedzy i świadomości ekologicznej użytkowników produktów zawierających rtęć,
- strategii promowania selektywnej zbiórki odpadów i odzysku rtęci.

Wdrożenie tych strategii w dużym stopniu polega na zwiększaniu świadomości ekologicznej społeczeństwa i w związku z tym jest procesem długookresowym. Przykładowo na Mazowszu segreguje się mniej niż 10% odpadów komunalnych. Osiągnięcie wyższych wskaźników wymaga pomocy ze strony państwa w organizacji systemów selektywnej zbiórki i odzysku odpadów oraz nasilonych działań edukacyjno-informacyjnych.

Działania te, które są trudniejsze logistycznie od technicznych, generują jednak niższe koszty redukcji emisji rtęci. Stosowanie rtęci w bateriach, sprzęcie oświetleniowego, innym sprzęcie elektrycznym i elektronicznym oraz w urządzeniach pomiarowych według szacunków Panasiuka i in. (2009) wiązało się z wprowadzeniem na rynek w 2008r. ok. 9,4 ton rtęci. Skutkowało to emisją do powietrza ok. 0,5 ton Hg rocznie, recyklingiem lub koniecznością bezpiecznego składowania 2,9 ton Hg z wysegregowanych odpadów, potencjalnym uwalnianiem się 4,9 ton Hg z odpadów produktów trafiających na składowiska odpadów oraz akumulacją 1,1 ton Hg zawartej w produktach pozostających w użyciu.

Największy potencjał redukcji emisji rtęci i problemów unieszkodliwiania odpadów wiąże się z zakazem stosowania amalgamatu w praktyce dentystycznej. Roczne zużycie ok. 10 ton Hg skutkuje emisją do powietrza 1,5 ton Hg z procesów spalania odpadów amalgamatu i z wypełnień dentystycznych w procesach kremacji, akumulacją 2,2 ton Hg w nowych wypełnieniach dentystycznych oraz 6,3 ton Hg w odpadach niebezpiecznych wymagających unieszkodliwienia lub trafiających do sieci kanalizacyjnych. Spośród działań możliwych w stomatologii, najtańszym jest zastąpienie wypełnień amalgamatowych przez ich zamienniki kompozytowe co uczyniono już w niektórych krajach UE (koszt stosowania droższego materiału ok. 40 tys. zł/ kg Hg).

Działaniami o wyższym poziomie kosztów, ale i tak bardziej efektywnymi ekonomicznie w stosunku do technologii „końca rury” są:

- rezygnacja z metody rtęciowej produkcji chloru (emisja 0,5 t Hg/ rok do powietrza i wód, koszt ok. 50 tys. zł/ kg Hg),
- systemy kontroli zrzutu ścieków z małych zakładów przemysłowych i usługowych do sieci kanalizacyjnych (redukcja ładunku rtęci w komunalnych osadach ściekowych oraz emisji rtęci do wód z oczyszczalni komunalnych).

Wszystkie wymienione strategie przeciwdziałania powstawaniu emisji rtęci mogą ograniczyć tą emisję do powietrza, wód i gleby maksymalnie o 8 ton, czyli o 30%.

Największy krajowy problem stanowi emisja do powietrza z elektrowni i ciepłowni spalających węgiel kamienny i brunatny (9,1 ton Hg/ rok) oraz innych gałęzi przemysłu bez produkcji chloru (5 ton Hg/ rok). Redukcja tej emisji możliwa jest poprzez ograniczenie udziału konwencjonalnych procesów spalania węgla w energetyce oraz wysokie technologie oczyszczania gazów spalinowych. Przyjęta „*Polityka energetyczna Polski do 2030 roku*” (MG, 2009) zakłada 28% spadek zużycia węgla do produkcji energii elektrycznej do 2020r. oraz 10% spadek zużycia w ciepłowniach, przemyśle i gospodarstwach domowych, łącznie 22% spadek w gospodarce polskiej. Daje to potencjał 13% redukcji krajowej emisji rtęci (3,4 ton Hg) w efekcie zmniejszenia zużycia węgla w Polsce.

Większa redukcja emisji rtęci jest możliwa poprzez:

- wdrożenie najnowocześniejszych technologii oczyszczania gazów spalinowych (filtrów tkaninowych i iniekcji węgla aktywnego),
- silniejszą ekspansję energii odnawialnej i jądrowej lub przyspieszenie prac nad czystymi technologiami węglowymi.

Strategie te są jednymi z najdroższych w przeliczeniu na kg rtęci (poziom kosztów średni lub wysoki od 200 tys. do 1 mln zł/ kg Hg dla instalacji mokrych skrubców i iniekcji węgla aktywnego), ale ich wdrożenie może przynieść znaczącą procentową redukcję krajowej emisji. Średni poziom kosztów przy małym udziale w krajowej emisji rtęci generują strategie redukcji do powietrza z małych źródeł emisji oraz redukcji ładunku rtęci zrzucanego do wód powierzchniowych z produkcji nawozów sztucznych i metali nieżelaznych.

Redukcja emisji rtęci z termicznego przekształcania (spalania) odpadów komunalnych oraz osadów ściekowych są najdroższymi z metod ograniczania zanieczyszczenia środowiska. Spalanie odpadów komunalnych nie jest ekonomicznie uzasadnioną alternatywą dla selektywnej zbiórki odpadów i odzysku rtęci (koszty inwestycyjne spalarni 2 - 4 tys. zł/ tonę rocznej zdolności przerobowej odpadów, koszty eksploatacyjne do 650 zł/ tonę odpadów komunalnych). Podobnie gospodarka osadami ściekowymi byłaby bardziej racjonalna, gdyby ograniczono stosowanie rtęci w produktach, zakazano stosowania amalgamatu dentystycznego i monitorowano skład chemiczny ścieków wprowadzanych do sieci kanalizacyjnych. Koszty inwestycyjne spalarni osadów ściekowych sięgają 6 tys. zł/ tonę rocznej zdolności przerobowej suchej masy osadu, jedynie koszty eksploatacyjne są stosunkowo niskie.

Dla porównania roczne korzyści społeczne (uniknięte koszty zanieczyszczenia rtęcią środowiska) szacuje się w granicach od 270 tys. do 1,4 mln zł/ kg Hg (Pacyna i in., 2008b). Wynik ten zbliżony jest do wartości ok. 1 mln zł/ kg Hg oszacowanej w raporcie z etapu I dla kosztów zanieczyszczenia rtęcią dla zdrowia ludzkiego i środowiska w Polsce.

Bibliografia

- Abel W.T., Rice R.L., Shang J.Y., Turek D.G., Ayers W.J., 1981, *Combustion of western coal in a fluidized bed*. Morgantown, DOE Report No. DOE/METC/RI-178, WV U.S. Department of Energy, Morgantown Energy Technology Center, West Virginia,
- Akers D., Dospoy R., Raleigh C., 1993, *The effect of coal cleaning on trace elements. Development of Algorithms*, Electric Power Research Institute, Palo Alto, California,
- ARIMR, *Wymogi wzajemnej zgodności*, Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa, <http://www.arimr.gov.pl/pliki/88/0/0/Z4.pdf>,
- Atmoterm, 2008, *Dyrektywa CAFE, czyli Clean Air for Europe*, Atmoterm S.A.,
- Balogh S.J. i Liang L., 1995, *Mercury pathways in municipal wastewater treatment plants*, Water, Air and Soil Pollution, 80, 1181-1190 (1995), Kluwer,
- Balogh S.J. i Nollet Y.H., 2008, *Mercury mass balance at a wastewater treatment plant employing sludge incineration with offgas mercury control*, Sci. Total Environ., 389, 125-131 (2008),
- Carpenter R.L., 1979, *Fluidized bed combustion emissions toxicology program*, Status report, October 1979, LMF-74 Report, Lovelace Biomedical and Environmental Research Institute Albuquerque, New Mexico,
- Combe E.C., 1997, *Wstęp do materiałoznawstwa stomatologicznego*, Wydawnictwo Medyczne Sanmedica, Warszawa,
- Concorde, 2006, *Status Report: Mercury Cell Chlor-Alkali Plants in Europe*, Concorde East/West Sprl, Report prepared for the European Environmental Bureau, Brussels,
- DROPS, 2008, *Development of macro and sectoral economic models aiming to evaluate the role of public health externalities on society*, 6 Program Ramowy UE,
- EC, 2001a, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques on the Production of Iron and Steel, December 2001*, European Commission, ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/isp_bref_1201.pdf,
- EC, 2001b, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metal Industries, December 2001*, European Commission, ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/nfm_bref_1201.pdf,
- EC, 2001c, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries, December 2001*, European Commission, ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clp_bref_1201.pdf,
- EC, 2001d, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques in the Chlor-Alkali Manufacturing industry, December 2001*, European Commission, ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/cak_bref_1201.pdf,
- EC, 2004, *EU Position Paper on Ambient Air Pollution by Mercury*, EC Working Group on Mercury, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, February 2004,

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

- EC, 2005a, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants*. May 2005, European Commission, , ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/lcp_final_0505.pdf,
- EC, 2005b, *Strategia Wspólnoty w zakresie rtęci*, dokument COM(2005) 20 końcowy, {SEC(2005) 101} wersja polska, Komisja Wspólnot Europejskich, Bruksela 28.01.2005, http://ec.europa.eu/environment/chemicals/mercury/pdf/com_2005_0020_pl.pdf,
- EC, 2006a, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration*. August 2006, European Commission, ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/wi_bref_0806.pdf,
- EC, 2006b, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries*. August 2006, European Commission, ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/wt_bref_0806.pdf,
- EC, 2006c, *Impact assessment on the European Council Directive 76/769/EEC*, ref. nr. ENTR/G2/2005/D/37322 – 06/12/2005,
- EC, 2007, *IPPC Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals – Ammonia, Acids and Fertilisers*. August 2007, European Commission, ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/lvic_bref_0907.pdf,
- EMECAP, 2004, *Environmental mercury measurements around selected MCCA plants*, European mercury emission from chloro-alkali plants, EU project nr QLK4-Ct-2000-004,
- EPA, 2005, *Regulatory Impact Analysis of the Clean Air Mercury Rule*, March 2005, EPA-452/R-05-003,
- E-PRTR, 2009, *The European Pollutant Release and Transfer Register*, <http://prtr.ec.europa.eu>,
- ESPROME, 2006, *Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefit analysis for reducing heavy metals occurrence in Europe*, 6 Program Ramowy UE,
- Feeley T.J. III, Brickett L.A., O’Palko A., Jones A.P., 2008, *DOE/NETL’s Mercury Control Technology R&D Program Taking Technology from Concept to Commercial Reality*, MEGA Symposium, Baltimore, August 2008,
- GIOŚ, 2008b, *Raport z przeprowadzonego przez Inspekcję Ochrony Środowiska Ogólnokrajowego Cyklu Kontrolnego dotyczącego gospodarowania zużytymi bateriami i akumulatorami*, Główny Inspektor Ochrony Środowiska, Warszawa, maj 2008r.,
- Grabowski Z., *Spalanie osadów ściekowych*, Politechnika Krakowska,
- Grochowalski A., 2010, *Nowoczesne metody termiczne unieszkodliwiania odpadów niebezpiecznych*, Program PCB STOP, Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju,
- Hławiczka S., 2008, *Rtęć w środowisku atmosferycznym*, IPIŚ PAN, Zabrze,
- Hylander L. Plath D., Miranda C.R., Lücke S., Öhlander J., Rivera A.T. F., 2007, *Comparison of different gold recovery methods with regard to pollution control and efficiency*, Clean - Soil, Air, Water, Vol. 35, Iss 1,

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

IEPA, 2006, *Technical Support Document for Reducing Mercury Emissions from Coal-fired Electric generating Units*, Report AQPSTR 06-02, Illinois Environmental Protection Agency, Springfield, Illinois,

IOŚ, 2009a, *Inwentaryzacja emisji do powietrza SO₂, NO₂, CO, NH₃, pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2005 (rekalkulacja)*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2009, http://emisje.ios.edu.pl/kcie/Download/Raport_EMEP_2005_PL.pdf,

IOŚ, 2009b, *Inwentaryzacja emisji do powietrza SO₂, NO₂, CO, NH₃, pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2006 (rekalkulacja)*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2009, http://emisje.ios.edu.pl/kcie/Download/Raport_EMEP_2006_PL.pdf,

IOŚ, 2009c, *Inwentaryzacja emisji do powietrza SO₂, NO₂, CO, NH₃, pyłów, metali ciężkich, NMLZO i TZO w Polsce za rok 2007*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, luty 2009, http://emisje.ios.edu.pl/kcie/Download/Raport_EMEP_2007_PL.pdf,

Jańczuk Z. (red.), 2004, *Stomatologia zachowawcza. Zarys kliniczny*. Podręcznik dla studentów stomatologii, Wydawnictwo Lekarskie PZWL, Warszawa,

Janosz-Rajczyk M., 2004, *Komunalne osady ściekowe - podział, kierunki zastosowań oraz technologie przetwarzania, odzysku i unieszkodliwiania*, Częstochowa, http://www2.mos.gov.pl/odpady/gospodarka_odpadami/komunalne_osady_sciekowe/komunalne_osady_sciekowe.pdf,

Jones A.P., Hoffmann J.W., Smith D.N., Feeley T.J., Murphy J.T., 2006, *DOE/NETL's Phase II Mercury Control Technology Field Program. Preliminary Economic Analysis of Activated carbon Injection*, U.S. Department of Energy, National Energy Technology Laboratory, Pittsburgh, Pennsylvania,

Klojzy-Karczmarczyk B., Mazurek J., 2003, *Wpływ odcieków ze składowisk odpadów komunalnych i przemysłowych na jakość środowiska wodnego*, Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Zakład Gospodarki Odpadami Komunalnymi i Energii Odnawialnej, <http://www.min-pan.krakow.pl/zaklady/zgospod/pub-pdf/Odcieki2003.pdf>

Koniecznyński J., Zajusz-Zubek E., 2007, *Badania emisji właściwości fizykochemicznych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego. Występowanie rtęci w produktach spalania węgla i produktach oczyszczania spalin*, BK 228/RIE-2/2007,

Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2010, Załącznik do Uchwały nr 233 Rady Ministrów z dnia 29 grudnia 2006r., Warszawa,

Kraus K., Wenzel S., Howland G., Kutschera U., Hławiczka S., Weem A.P., French Ch., 2006, *Assessment of technological developments: best available techniques (BAT) and limit values*, UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution,

Kubica K., Paradiz B., Dilara P., Klimont Z., Kakareka S., Dębski B., 2004, *Small combustion installations*, draft of chapter Emission Inventory Guidebook,

Kubica, K., Kubica R., Zawiejska A., Szyrwińska I., 2005, *Ocena efektów ekologicznych i społecznych programu obniżenia niskiej emisji zrealizowanego w Tychach w latach 2002-2004, w dzielnicach obrzeżnych miasta*, Katowice,

Analiza kosztów i korzyści dla zdrowia ludzkiego i środowiska związanych z redukcją emisji rtęci w Polsce. Etap II.

Kubica K., Kubica R., Pye S., Pacyna J.M., Woodfield M., 2006, *Emisja rtęci z instalacji spalania małej mocy SCIs*, w: Koniecznyński J. (red.), *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce*, tom I, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze,

MG, 2009, *Polityka energetyczna Polski do 2030 roku. Październik 2009r.*, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa,

Miłaszewski R., 2004, *Ekonomia ochrony wód powierzchniowych*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok,

MPWiK Warszawa, 2005, *Zaopatrzenie w wodę i oczyszczanie ścieków w Warszawie. Projekt współfinansowany przez Unię Europejską. Memorandum Finansowe 2000/PL/16/P/PE/020*, Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w m. st. Warszawie S.A., prezentacja, Warszawa, listopad 2005,

MŚ, 2002, *Krajowa strategia ograniczania emisji metali ciężkich*, Warszawa, listopad 2002r.,

MŚ, 2005a, *Najlepsze Dostępne Techniki (BAT) Wytyczne dla Branży Chemicznej w Polsce, Przemysł Chloro-Alkaliczny*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, sierpień 2005, www.pipc.org.pl/plik.php?id=58,

MŚ, 2005b, *Najlepsze Dostępne Techniki (BAT) Wytyczne dla Branży Chemicznej w Polsce, Wielkotonazowe Chemikalia Organiczne*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa, czerwiec 2005r., www.pipc.org.pl/plik.php?id=62,

Munthe J., Kindbom K., Arnell J., Pacyna J.M., Sundseth K., Pacyna E.G., Panasiuk D., Wilson S., 2010, *UNEP Paragraph 29 study Zero Draft report*, IVL/NILU/NILU Polska/AMAP,

Munzner H., Schilling H.-D., 1985, *Fluorine and chlorine emissions from FBC enrichments in fly-ash and filter dust*, w: 8th International Conference on Fluidized Bed Combustion: Options and Issues, Houston, Texas,

MWiK Bydgoszcz, 2008, *Raport z działalności MWiK za rok 2007 na tle wybranych przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych w Polsce*, Miejskie Wodociągi i Kanalizacja w Bydgoszczy Sp. z o.o., Bydgoszcz, listopad 2008,

MZ, 2006, *Stanowisko Ministra Zdrowia w sprawie wyrobów medycznych zawierających rtęć. Rtęć w wyrobach medycznych*, 19.05.2006, <http://bip.mz.gov.pl/index?mr=m741&ms=&ml=pl&mi=170&mx=0&mt=&my=254&ma=6232>,

NAPAP, 1990, *Technologies and Other Measures for Controlling Emissions: Performance, Costs and Applicability*, NAPAP Report No. 25, National Acid Precipitation Assessment Program, Washington, DC,

OTZO, 2010, *Argumenty przeciwko budowie spalarni odpadów komunalnych*, Ogólnopolskie Towarzystwo Zagospodarowania Odpadów „3R”, Kraków, <http://www.zm.org.pl/download/odpady/spalarNIE.pdf>,

Pacyna J.M., Panasiuk D., Fudała J., Strzelecka-Jastrząb E., Hławiczka S., 2004, *Socio-economic scenarios of mercury emission reduction in Europe and the Mediterranean Sea countries*, MERCYMS WP-4 Report, Kjeller-Katowice,

Pacyna J.M., Sundseth K., Pacyna E.G., Munthe J., Belhaj M., Astrom S., Panasiuk D., Głodek A., 2008b, *UNEP Report on A general qualitative assessment of the potential costs and benefits associated with each of the strategic objectives set out in Annex 1 of the report of the first meeting of the Open Ended Working Group*, UNEP-CBA Report, Kjeller, http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e52/English/OEWG_2_5_add_1.doc,

Pacyna J.M., Sundseth K., Pacyna E.G., Munthe J., Belhaj M., Astrom S., Panasiuk D., Głodek A., 2008c, *Socio-economic costs of continuing the status-quo of mercury pollution*, GLOCBA-SE Report, Nordic Council of Ministers, TemaNord 2008:580, Copenhagen, <http://www.norden.org/no/publikasjoner/publikasjoner/2008-580>,

Pająk T., 2003, *Spalanie i współspalanie osadów ściekowych*, Zeszyty komunalne, 1 (01) 2003,

Panasiuk D., 2005, *Report on national and international treaties and regulations concerning the heavy metals emission reduction*, ESPREME Report D01e, Katowice,

Panasiuk D., Pacyna J.M., Głodek A., Piątek R., Pacyna E.G., Strzelecka-Jastrząb E., Fudała J., Hławiczka S., 2006, *Scenarios for heavy metals, dioxins/furans and PCBs emissions to air in Europe for years 2010 and 2020*, DROPS D1.2 Report, Katowice,

Panasiuk D., Pacyna J.M., Głodek A., Pacyna E.G., Sebesta L., Rutkowski T., 2009, *Szacowanie kosztów zanieczyszczenia rtęcią dla scenariusza status-quo*, raport MERCPOL etap I, NILU Polska, Katowice,

Pirrone N., 2001. *Mercury research in Europe: towards the preparation of the EU air quality directive*, Atmos. Environ., 35, 2979-2986 (2001),

Przybyła Cz., Bykowski J., Filipiak J., 2009, *Efektywność funkcjonowania gminnych oczyszczalni ścieków*, Rocznik Ochrony Środowiska, tom 11/2009, Wydawnictwo Środkowo-Pomorskiego Towarzystwa Naukowego Ochrony Środowiska,

Pye S., Jones G., Stewart R., Woodfield M., Kubica K., Kubica R., Pacyna J.M., 2006, *Cost and environmental effectiveness of options for reducing mercury emissions*, AEA Technology/ NILU Polska Report No. AEAT/ED48706, Harwell, UK,

Rokke N., 2006, *The Energy Outlook of Norway*, Plenary session presentation of the Polish-Norwegian Energy Supply and Environmental Impact Thematic Seminar 18 October 2006,

Sloss L., Smith I.M., 2000, *Trace element emissions*, International Energy Agency (IEA) Coal Research, the Clean Coal Centre, London,

Smith I.M., 1987, *Trace elements from coal combustion – emissions*, International Energy Agency (IEA) Coal Research, London,

Szpadt R., 2009, *Zielona księga w sprawie gospodarowania bioodpadami w UE*, Instytut Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej,

Toksykologia szczegółowa, materiały dydaktyczne Centrum Nauk Sądowych Uniwersytetu Warszawskiego, informacja dostępna na stronie: http://www.cns.uw.edu.pl/skrypt/Biologia/Toksykologia_Szczeg.pdf,

Ulewicz M., Maciejewski P., 2009, *Gospodarka zużytymi wyrobami zawierającymi rtęć*, Zeszyty Naukowe WSOWL nr 4 (154) 2009, Wyższa Szkoła Oficerska Wojsk Lądowych we

Wrocławiu,

http://www.wso.wroc.pl/wydzialy/WPiKBN/pid/2009/zn_4_2009/Ulewicz_Maciejewski.pdf,

UM Warszawa, 2005, *Wykaz funkcjonujących i budowanych instalacji (obiektów) unieszkodliwiania i odzysku odpadów komunalnych*, załącznik nr 4 do Planu Gospodarki Odpadami dla Miasta Stołecznego Warszawa na lata 2001-2011,

UNEP, 2002, *Global Mercury Assessment*, UNEP Chemicals, Geneva, December 2002, <http://www.unep.org/GC/GC22/Document/UNEP-GC22-INF3.pdf>,

UNEP, 2008, *Report presenting the costs and benefits for each of the strategic objectives*, United Nations Environment Programme, streszczenie raportu UNEP-CBA, http://www.chem.unep.ch/mercury/OEWG2/documents/e5/English/OEWG_2_5_REV1.doc,

Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, 1996, tom A 6, 399-481 (1996), John Wiley & Sons,

Visschedijk A.J.H., Denier van der Gon H.A.C., van het Bolscher M, Zandveld P.Y.J., 2006, *Study to the effectiveness of the UN ECE Heavy Metals (HM) Protocol and cost of additional measures*, TNO report No. 2006-A-R0087/B, Apeldorn, The Netherlands, http://www.tno.nl/downloads/2006-A-R0087-B_rapport_AV_hdg_V04_1-8.pdf,

WIOŚ Warszawa, 2009, *Zestawienie składowisk za rok 2008*, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Warszawie, http://www.wios.warszawa.pl/portal/pl/22/261/Zestawienie_skladowisk_za_rok_2008.html,