

*Biuletyn Miesięczny PSE, styczeń 2006, s.14-29*

## KOSZTY ZEWNĘTRZNE WYTWARZANIA ENERGII ELEKTRYCZNEJ W POLSCE

Dr inż. A. Strupczewski, Instytut Energii Atomowej  
Dr inż. U. Radović, Agencja Rynku Energii

### 1. Koszty zewnętrzne

Pojęcie kosztów zewnętrznych ważne jest dla dobra społeczeństwa i dla gospodarki. Prace nad kosztami zewnętrznymi w elektroenergetyce obejmują określenie szkód zdrowotnych, środowiskowych i materialnych, które nie są rekompensowane przez producentów energii elektrycznej i znalezienie odpowiedników finansowych tych szkód. Unia Europejska podkreśla, że o ile koszty własne produkcji energii elektrycznej są uwzględnione w jej cenach rynkowych, to koszty zewnętrzne powinny być uwzględniane przez decydentów ustalających zasady polityki energetycznej, jeśli celem jest optymalne wykorzystanie zasobów naturalnych oraz zapewnienie największych korzyści dla społeczeństwa [1]. Jest to stwierdzenie szczególnie ważne dla krajów takich jak Polska, które nie dawno wstąpiły do Unii Europejskiej i są w trakcie ustalania roli centralnych organów państwa w kształtowaniu strategii energetycznej.

W ciągu ostatnich 15 lat Komisja Europejska pracowała intensywnie nad oceną liczbą kosztów zewnętrznych wytwarzania energii, prowadząc program zwany jako ExternE – (*External costs of Energy*). Prace prowadzone w skali całej Unii Europejskiej umożliwiły wielodyscyplinarnemu zespołowi badaczy z różnych dziedzin- inżynierów, ekonomistów i epidemiologów – opracowanie oryginalnej metodologii polegającej na badaniu dróg oddziaływania zanieczyszczeń na społeczeństwo [2]. Pozwoliło to na uzgodnienie w skali Unii Europejskiej wspólnego podejścia do funkcji „ekspozycja-ryzyko” (*ER- exposure-response*), a w szczególności do skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza i uzgodnienie wyceny monetarnej tych skutków, obejmującej takie elementy jak wartość statystycznego skrócenia trwania życia, awarie w całym cyklu wytwarzania energii, efekt cieplarniany, zakwaszanie gleby itd. Opracowano także modele rozpraszania zanieczyszczeń i wykonano studia przykładowe dla różnych lokalizacji elektrowni w Europie. W pracach tych uczestniczyli także specjaliści polscy, współdziałając w rozwijaniu modeli stosowanych w programie ExternE, a także wykonując obliczenia i oceny dla warunków polskich. Niniejszy artykuł przedstawia wyniki tych ocen, zaktualizowane zgodnie z najnowszymi wskaźnikami przyjmowanymi w programie ExternE.

- „ -

W skład kosztów zewnętrznych wchodzi kosztów zdrowotne, koszty szkód w środowisku, koszty efektu cieplarnianego i koszty możliwych awarii. Koszty zdrowotne i efektu cieplarnianego wyraźnie dominują nad innymi efektami dając wkład około 98% [3]. W niniejszym artykule zajmiemy się bliżej omówieniem kosztów zdrowotnych, nie tylko dających największy wkład, ale również nie poddawanych w wątpliwość przez społeczność międzynarodową.

Koszty efektu cieplarnianego, z którymi związany jest największy stopień niepewności, pozostają nadal przedmiotem żywej dyskusji. Obecnie metodyka ExternE [1] zaleca stosowanie wartości zastępczych, jak na przykład wartości przewidywanej ceny emisji tony CO<sub>2</sub> po wprowadzeniu handlu emisjami CO<sub>2</sub>, lub alternatywnie, wielkości kosztu redukcji emisji wymaganej dla osiągnięcia przyjętych pułapów emisji gazów cieplarnianych, gdyż wartości te odzwierciedlają w pewnym sensie gotowość społeczeństwa do zapłaty dla uniknięcia możliwych, lecz nieznanych skutków ocieplenia klimatu. Z przeprowadzonych dla Unii

Europejskiej analiz wynika, że wymaganą przez protokół z Kioto 8% redukcję emisji (w stosunku do roku 1990) można osiągnąć przy koszcie 5-20 €/t uniknionej emisji CO<sub>2</sub>, zależnie od stopnia zastosowania mechanizmów elastyczności zawartych w protokole z Kioto.

Wskaźniki narażenia (ekspozycja - ryzyko, ER) stosowane w UE w ramach projektu ExternE [2] mogą być stosowane warunkach polskich bez istotnych zmian, ponieważ umieralność w Polsce jest niemal identyczna ze średnią wartością dla UE. Proponowana ocena finansowa oparta jest na metodyce stosowanej w ExternE [2] z aktualizacją wyceny monetarnej wartości statystycznego skrócenia trwania życia przyjętą w najnowszych pracach zgodnie z zaleceniami Komisji Europejskiej [4].

Porównanie różnych skutków zdrowotnych zanieczyszczeń atmosfery i ich ocen finansowych wykazało, że największy wpływ na łączne koszty zdrowotne ma wzrost umieralności wskutek narażenia chronicznego. Metodyka stosowana przez ExternE oparta jest na ocenie liczby lat straconego życia (*years of life lost – YOLL*) [5]. Ocena wartości życia ludzkiego, a ściślej – skrócenia oczekiwanej długości życia, ma więc zasadniczy wpływ na wyniki oceny kosztów zewnętrznych.

W najnowszej fazie programu Externe przyjęto dla krajów UE wartość statystycznego życia człowieka równą 1 milion € [6]. Oszacowane wartości finansowe skrócenia oczekiwanego trwania życia o jeden rok (*YOLL- year of life lost*) przeliczone przy zastosowaniu stopy dyskonta 3% wynoszą 50 000 € (narażenie chroniczne – długookresowe) oraz 75000 € (narażenie krótkookresowe) [4]. Drugim co do wielkości zagrożeniem zdrowotnym jest chroniczny bronchit. W krajach UE wyceniono jego koszt na 190 300 €. [6]. W niniejszej pracy podawane są wyniki obliczeń jednego z autorów (dr U. Radovic'a), w których przyjmowano koszt bronchitu nieco mniejszy, równy 169330 €, oparty na danych stosowanych w NewExt ([3] rozdział VII, strony 14-20). Różnica między tymi wartościami nie ma istotnego wpływu na wyniki podane poniżej.

W poprzednim artykule pisaliśmy o kosztach zewnętrznych energii elektrycznej wytwarzanej w krajach Europy zachodniej. Dziś zajmiemy się ocenami kosztów zewnętrznych w warunkach polskich. Są one wyższe niż w krajach Europy Zachodniej, bo też i emisje na jednostkę energii produkowanej w Polsce są większe niż np. we Francji czy w Niemczech. Ale zanim przejdziemy do oceny tych kosztów, warto zdać sobie sprawę, jak bardzo niezbędna jest dla nas energia elektryczna i jak wiele korzyści zdrowotnych uzyskujemy dzięki jej wykorzystaniu.

W artykule zamieszczonym w Biuletynie z czerwca 2005 [7] pokazaliśmy wykres wskazujący, że istnieje wyraźna korelacja między zużyciem energii elektrycznej w różnych krajach a długością oczekiwanego trwania życia człowieka. Biorąc pod uwagę czynniki najbardziej wpływające na zdrowie ludzi i czas ich życia, jak czysta woda, ochrona żywności przed skażeniem, ochrona zdrowia, wykształcenie itd. przyjęto, że udział energii elektrycznej w przedłużeniu życia człowieka wynosi około 10% [8]. Warto o tym pamiętać czytając dalszą część artykułu, poświęconą analizie strat zdrowotnych powodowanych w procesie pozyskania paliw i wytwarzania energii elektrycznej w naszym kraju. Tylko uwzględniając oba efekty - korzyści zdrowotnych płynących z zużycia energii elektrycznej i strat zdrowotnych związanych z jej wytwarzaniem - można dojść do rozsądnej oceny globalnego wpływu elektroenergetyki na zdrowie człowieka.

Dodatkowym elementem, o którym trzeba pamiętać oceniając korzyści płynące z użycia energii elektrycznej jest fakt, że w Polsce około 12 mln ton węgla spala się w piecach domowych w celach grzewczych i gospodarczych, bez jakichkolwiek filtrów i urządzeń redukujących emisje zanieczyszczeń. Wskaźniki emisji ciężkich metali są od 10 do 15 razy większe dla indywidualnych palenisk domowych niż dla elektrowni i elektrociepłowni. Emisje SO<sub>2</sub> i pyłów są również większe ze względu na brak filtrów i bardziej groźne ze względu na

małą wysokość emisji. Powoduje to wielkie zagrożenie dla zdrowia człowieka i zanieczyszczenie środowiska.

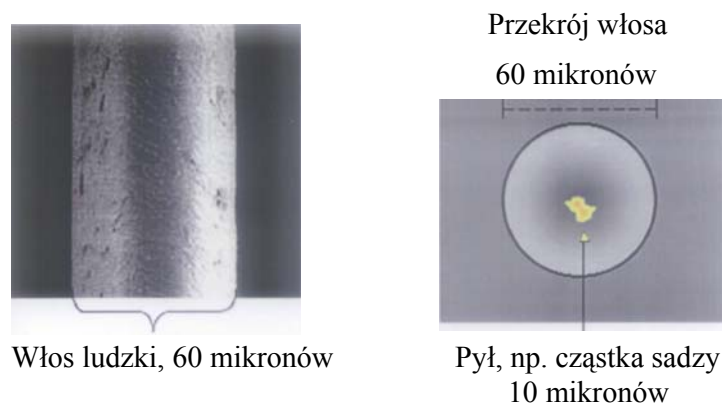
## 2. Zagrożenia zdrowotne związane ze spalaniem paliw organicznych

Szkodliwe skutki wdychania produktów spalania paliw organicznych takich jak pyły, dwutlenek siarki i tlenki azotu stwierdzono w wielu badaniach, jak przedstawiliśmy w poprzednim artykule [2]. Już przy poziomach stężeń pyłu obecnie występujących na wielu obszarach zurbanizowanych występuje pogorszenie funkcjonowania płuc, zwiększona częstość występowania chorób układu oddechowego i naczyniowo-sercowego, zwiększony zakres hospitalizacji oraz umieralności (Tablica 1).

**Tablica 1. Oszacowana liczba osób w populacji 1 milion odczuwająca skutki zdrowotne w ciągu 3 dni występowania podwyższonego stężenia PM<sub>10</sub> [9]**

Wskaźnik skutków zdrowotnych	Liczba osób odczuwających skutki trzydniowego wzrostu stężenia PM <sub>10</sub> o	
	50 µg/m <sup>3</sup>	100 µg/m <sup>3</sup>
Liczba dodatkowych zgonów	4	8
Liczba przyjęć do szpitala z powodu zaburzeń oddechowych	3	6
Osobo-dni stosowania substancji rozkurcza oskrzeli	4863	10 514
Osobo-dni zaostrzenia objawów	5 185	11 267

Warto sobie zdać sprawę jak małe są cząsteczki pyłów, które zagrażają naszemu zdrowiu. Na rys. 1 pokazano wielkość cząsteczki sadzy na tle przekroju włosa ludzkiego. Najbardziej groźne pyły są jeszcze mniejsze. Cząstki pyłów o wymiarach około 10 µm, osadzają się w skórze, błonach śluzowych nosa i w krtani, pyły o średnicy 3 µm w tchawicy, o średnicy 2,5 µm w oskrzelach, a jeszcze mniejsze w pęcherzykach płucnych. Właśnie ta najmniejsza frakcja pyłu – o wymiarach poniżej 2,5 µm (PM<sub>2.5</sub>) – jest najgroźniejsza dla naszego zdrowia, bo powodują trwałе uszkodzenia układu oddechowego oraz prawdopodobnie działa promocyjnie na rozwój nowotworów płuc.



**Rys. 1 Porównanie rozmiarów włosa ludzkiego i cząstek pyłu**

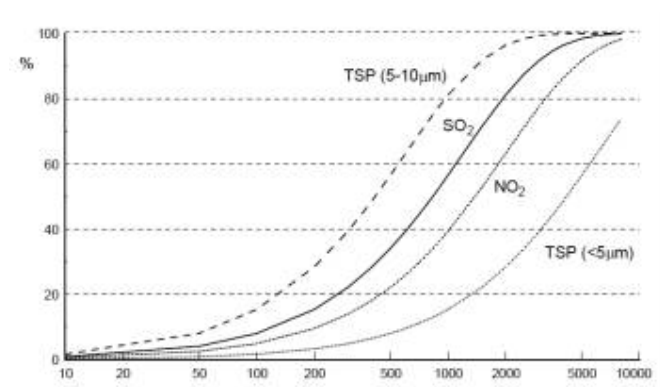
Niestety ten właśnie drobny pył najłatwiej przenika przez filtry instalowane w układach

odlotowych spalin z elektrowni ciepłych. Wraz z pyłami emitowane są metale ciężkie, często o działaniu toksycznym. Substancje takie jak ołów i rtęć powodują trwałe szkody zdrowotne, a arsenik, beryl czy kadm są trujące i rakotwórcze.

Krótkotrwałe narażenie na  $\text{SO}_2$  wywołuje nasilenie symptomów chorobowych, a przy długotrwałym narażeniu obserwowano systematycznie zwiększoną umieralność, wzrost przyjęć do szpitala i chroniczne choroby płuc [9]. W małych ilościach  $\text{SO}_2$  oddziałuje na rośliny jak nawóz, w ilościach większych hamuje jednak ich rozwój.  $\text{SO}_2$  jest obok tlenków azotu główną przyczyną powstawania kwaśnych deszczów, które powodują nie tylko niszczenie świata roślinnego, ale i przyspieszają korozję obiektów wykonanych z metalu, kamienia i betonu. Zakwaszanie tymi deszczami gleby powoduje rozpuszczanie soli metali ciężkich, co z kolei pogarsza jakość zdrowotną produktów żywnościowych otrzymywanych na tych glebach. W niskich temperaturach tlenki siarki w obecności wykroplonej wody kondensują jako kwas siarkowy, który oddziałuje żrąco na błony śluzowe, a osadzając się na powierzchni metalowych i betonowych konstrukcji wywołuje ich korozję.

Dwutlenek azotu powoduje choroby układu oddechowego, a narażenie na jego wysokie stężenia może powodować bronchit u astmatyków i u osób zdrowych. Najbardziej narażone są dzieci i astmatycy. Badania epidemiologiczne wykazały zwiększone o 20% ryzyko chorób układu oddechowego u dzieci przy wzroście stężenia  $\text{NO}_2$  o około  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  w ciągu 2 tygodni [9].  $\text{NO}_2$  oddziałuje na rośliny jak nawóz pod warunkiem, że ilość zastosowanych sztucznych nawozów nie jest nadmierna. W upalne dni i w kontakcie z węglowodorami wytwarza ozon (substancję szkodliwą dla zdrowia ludzi i roślin), a w kontakcie z rodnikami hydroksylowymi powstaje kwas azotowy, istotny składnik kwaśnych deszczów.

Co najważniejsze jednak, tlenki azotu podobnie jak dwutlenek siarki przekształcają się w aerozole wtórne (azotany i siarczany), o bardzo małych rozmiarach, i podobnie jak pył drobny emitowany z elektrowni oddziałują szkodliwie na zdrowie człowieka. Sytuację utrudnia fakt, że o ile pyły można wychwytywać w filtrach, tlenki siarki i azotu wydzielają się z kominów w postaci gazów i dopiero w atmosferze ulegają reakcjom chemicznym powodującym powstawanie aerozoli o bardzo małych rozmiarach, wdychanych później przez człowieka. Aerozole te mogą przebywać w atmosferze przez wiele dni i przebywają duże odległości, jak pokazano na rys. 2.



**Rys. 2 Frakcja szkód powodowanych przez zanieczyszczenia powietrza w funkcji odległości od źródła emisji [3]**

W typowych warunkach atmosferycznych frakcja pyłów o rozmiarach 5-10  $\mu\text{m}$  osadzonych w

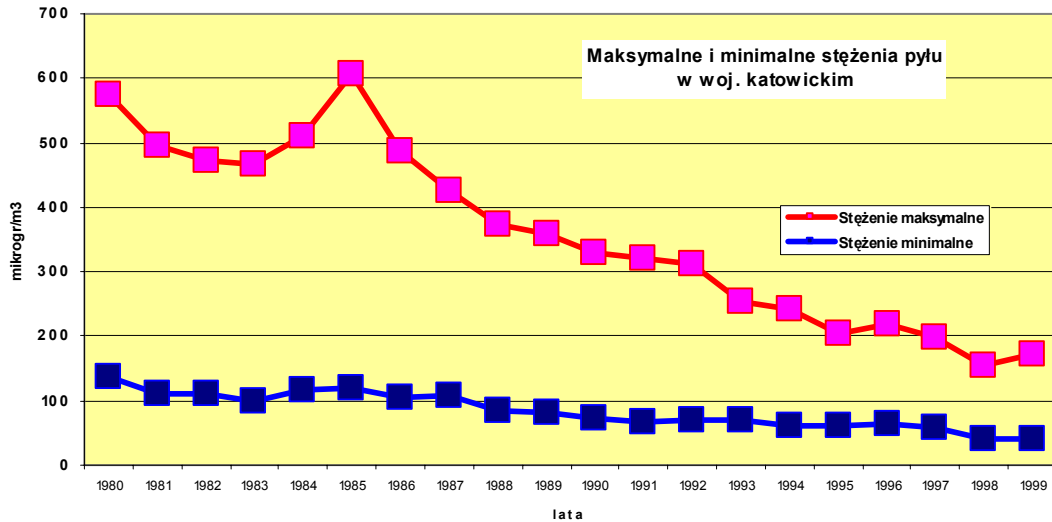
promieniu 200 km wynosi zaledwie 30%, a dopiero w odległości 1200 km przekracza 90%. Zasięg  $\text{SO}_2$  jest jeszcze większy – 30% osadza się w promieniu 300 km, a 90% w promieniu 2000 km. Oznacza to, że o ile pyły pierwotne stwarzają głównie zagrożenie lokalne, o tyle zasięg tlenków siarki i azotu obejmuje cały kontynent. Wielkość powodowanych szkód zależy nie tylko od stężenia zanieczyszczenia (którego rozkład zależy od warunków kominowych i atmosferycznych) ale również od rozkładu receptorów. Rysunek 2 pokazuje, że aby uchwycić 80% szkód, analiza powinna brać pod uwagę obszary o odległości 1000 km i więcej.

W Polsce szczególnie wyraźne skutki skażeń powietrza obserwowano na Śląsku, gdzie np. w końcu lat 70-tych w Wałbrzychu docierało na ziemię o 40% mniej światła słonecznego niż w innych rejonach Polski, a średni okres życia był tam o 5,3 lat krótszy od średniej krajowej [10]. Wyraźne ujemne skutki zanieczyszczeń powietrza obserwowano także w wielu innych miastach Polski. Np. w Łodzi, przejściowy wzrost stężenia  $\text{SO}_2$  w powietrzu z 0,13 do 0,28  $\text{mg}/\text{m}^3$  w styczniu 1971 r. spowodował wzrost liczby zachorowań na górne drogi oddechowe i układ krążenia z 34 do 72 na dobę. Badania zdrowia dzieci wykazały, że wśród dzieci mieszkających w rejonach, gdzie stężenie  $\text{SO}_2$  jest wyższe od 0,14  $\text{mg}/\text{m}^3$ , u ponad 74% występują zmiany alergiczne błon śluzowych gardła, a 72% choruje przez dłuższy czas. Natomiast wśród dzieci mieszkających w rejonie o stężeniu  $\text{SO}_2$  poniżej 0,05  $\text{mg}/\text{m}^3$  odpowiednie liczby wynosiły tylko 21% i 28% [11].

Rejonem szczególnie wysokiego ryzyka jest Górny Śląsk, gdzie koncentruje się wydobywanie węgla i elektroenergetyka. Badania umieralności dobowej w najbardziej zanieczyszczonym rejonie Katowic wykazały, że narażenie na  $\text{SO}_2$  i  $\text{PM}_{10}$  powoduje wzrost umieralności na choroby układu naczyniowo-oddechowego odpowiednio o 10% i 4% [15]. Inne badania w Katowicach wykazały wysoką częstotliwość chronicznych objawów w układach oddechowych dzieci, o 50% wyższą niż u dzieci miejskich poza rejonem badanych [16]. Z badań kliniczno-kontrolnych populacji męskiej w Krakowie natomiast wynika, że zanieczyszczenie powietrza spowodowało wzrost ryzyka zgonu na raka płuc 1,4 razy, niezależnie od palenia papierosów i narażenia zawodowego [18].

Wytwarzanie energii elektrycznej w Polsce wiąże się z pracą tysięcy górników. Są oni narażeni na wdychanie pyłu węglowego, a to prowadzi do pylicy węglowej płuc. Ostatnie analizy stężenia pyłu węglowego w polskich kopalniach węgla wykazały, że w 90% stanowisk pracy pod ziemią przekroczone są dopuszczalne wartości graniczne [19]. W ciągu ostatniej dekady XX wieku notowano w Polsce ponad 700 przypadków rocznie zachorowań na pylicę węglową płuc [20]. Studium umieralności kohorty 7065 polskich górników węgla cierpiących na pylicę węglową płuc wykazało, że ich umieralność całkowita jest znacznie wyższa niż średnia dla mężczyzn w Polsce, a pylica węglowa jako specyficzna przyczyna zgonu dominuje inne współczynniki ryzyka [21]. Z drugiej strony faktem jest, że pylica występuje z dużym opóźnieniem i obecne przypadki chorobowe są skutkiem narażenia przed wieloma laty. Obecne stężenia pyłu węglowego są znacznie mniejsze niż dawniej i ocenia się, że liczba przypadków pylicy węglowej powodowana pracą w obecnych kopalniach nie przekracza 0,66 przy wydobyciu 3 mln ton węgla, a więc ilości wystarczającej na 1 GW-rok [22]

Emisje z elektrowni są skutecznie zmniejszane z roku na rok. Postęp w dziedzinie redukcji emisji zanieczyszczeń doprowadził do znacznego zmniejszenia stężeń pyłów w atmosferze. Na rys. 3 widać jak zmniejszało się w ciągu 20 lat stężenie pyłów w powietrzu w województwie katowickim. Średnia wartość zapylenia zmalała od 265  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  w 1980 roku do około 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  w 1999, a maksymalne wartości stężeń zmalały z 600 do 180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Aby móc ocenić wielkości tych stężeń zapylenia można dodać, że przy stężeniu dwutlenku siarki powyżej 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  zaczynają chorować świerki. Średnie roczne stężenie dopuszczalne w Polsce wynosi obecnie 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , a od 2010 r. będzie obniżone do 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . [14]. W poprzednim artykule omawiającym koszty zewnętrzne w krajach Unii Europejskiej przytoczone były wyniki badań w miastach UE i USA wskazujące, że już przy stężeniu pyłów drobnych (o rozmiarach poniżej 2,5  $\mu\text{m}$ ) rzędu 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  występuje zauważalne skrócenie czasu trwania życia.



Rys. 3 Maksymalne i minimalne stężenia pyłu w województwie katowickim [23].

Wiele dostępnych danych epidemiologicznych odnośnie szkodliwości zanieczyszczeń opiera się na badaniach przeprowadzonych w rejonach o wysokim zanieczyszczeniu powodowanym przez spalanie węgla. Np. w rejonie Cieplic w Czechach, gdzie w drobnym pyłe dominowały siarczany kwaśne, związki organiczne i toksyczne pierwiastki śladowe pochodzące ze spalania węgla, zaobserwowano podwyższony wskaźnik urodzeń dzieci z niedowagą, przedwczesnych urodzeń i problemów neurologicznych wśród dzieci [12]. Inne badania w Czechach wykazały, że umieralność niemowląt na choroby układu oddechowego jest wyraźnie podwyższona w rejonach o podwyższonym stężeniu pyłów. Wzrost stężenia  $PM_{10}$  o  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  odpowiadał zwiększeniu umieralności niemowląt na choroby układu oddechowego 1,58 razy [13].

Tablica 2. Wartości graniczne dopuszczalnych zanieczyszczeń powietrza uśrednionych w okresie narażenia wg załącznika nr 1 do rozp MOŚZNiL [14]

Nazwa substancji	Dopuszczalne wartości stężeń w $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w odniesieniu do okresu		
	30 min.	24 godz.	roku
$\text{NO}_x$	500	150	40
$\text{SO}_2$	500	125 r.	30
$\text{PM}_{10}$	280 *	50	30 od 2005 r. 20 od 2010 r.

### 3. Wycena monetarna skutków zdrowotnych

Określenie pieniężnej wartości szkód zdrowotnych (wzrost zachorowalności/umieralności). pozostaje w dużym stopniu kwestią subiektywnej oceny, gdyż nie istnieje cena rynkowa

tychże wartości. Koszty te określane są poprzez szacunek „gotowości do zapłaty” (WTP – „*willingness to pay*”) za obniżenie ryzyka zdrowotnego.

Przy przenoszeniu wycen finansowych wartości życia i zdrowia między różnymi krajami występują trudności związane głównie z różnicami w poziomie dochodów, (w konsekwencji z różnicą w WTP dla obniżenia ryzyka przedwczesnego zgonu / zachorowania), w rozkładzie wiekowym ludności i wskaźnikach umieralności. Struktura wiekowa i wskaźniki umieralności w Polsce są bliskie wartościom średnich dla UE, natomiast istotna różnica występuje w poziomie DNB na mieszkańca. W okresie, gdy Polska nie była jeszcze członkiem Unii Europejskiej, różnicę DNB uwzględniano przez pomnożenie wartości przyjętych dla krajów UE przez stosunek DNB/mieszkanca dla Polski i dla UE podniesiony do potęgi  $x$ , gdzie dla  $x$  przyjęto wartość 0,33, uwzględniającą poza względami ściśle monetarnymi również aspekty moralne i etyczne [22]. Obecnie Polska jest członkiem UE, a zgodnie z wytycznymi Komisji Europejskiej dla wszystkich krajów Unii przyjmuje się jednakowe wartości monetarne charakteryzujące utratę lub skrócenie życia.

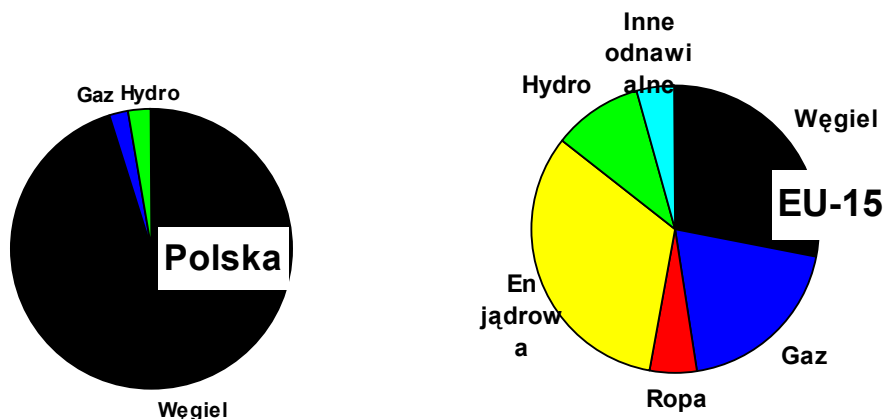
W analizach prowadzonych w programie NewExt dla Polski wszystkie dane odnośnie kosztów zachorowań z wyjątkiem kosztu leczenia astmy i zwolnienia lekarskiego z pracy były określone przez Małopolski Fundusz Zdrowia wg danych na rok 2003. Wiarygodność danych została potwierdzona przez Narodowy Fundusz Zdrowia [6]. Średni czas niezdolności do pracy obliczono jako iloraz łącznej liczby dni straconych podzielonej przez liczbę zatrudnionych, w oparciu o dane statystyczne Zakładu Ubezpieczeń Społecznych za 2002 rok.

Koszt przedwczesnej utraty życia określono w 2004 roku jako równy 1 M€ [24]. Inne koszty zdrowotne to poza podanymi powyżej - dni o ograniczonej aktywności – 46 €/dzień, koszt zwolnienia chorobowego (308 €/miesiąc), pobyt w szpitalu na oddziale układu oddechowego (40 €/dzień) lub chorób układu krążenia (105 €/dzień), użycie substancji po ataku astmy (16-33 €/przypadek) [6] i kaszel dziecięcy (38.5 €/dzień) [4]. Podobne wielkości kosztów stosowano w analizach ExternE w Czechach. [25]. Jednakże wpływ tych wartości jest znikomy w porównaniu z wartością utraty życia, przyjmowaną jednocześnie we wszystkich analizach programu ExternE dla krajów Unii Europejskiej UE 25 [6].

#### 4. Struktura wytwarzania energii elektrycznej w Polsce

W przypadku Polski zagrożenie zdrowia w procesie wytwarzania energii elektrycznej jest szczególnie duże, bo obecna elektroenergetyka oparta jest na spalaniu węgla. Moc zainstalowana w zawodowych elektrowniach polskich w 2004 r. wyniosła 32,6 GWe, z tego w elektrowniach z węglem kamiennym (EWK) 20,8 GWe, a w elektrowniach z węglem brunatnym (EWB) 9,1 GWe. Moc elektrowni wodnych wyniosła tylko 2,1 GWe. Energia wytworzona w elektrowniach zawodowych w 2004 r. wyniosła 145 TWh, z tego EWK dostarczyły 86,7 TWh/a, a EWB 52,1 TWh/a. Udział węgla w produkcji energii elektrycznej wyniósł ponad 95% [26].

Natomiast w krajach Unii Europejskiej UE-15 w 2003 roku największy wkład w produkcję energii elektrycznej dawała energia jądrowa (32,9%), a na dalszych miejscach znajdowały się węgiel, gaz ziemny, hydroelektrownie, ropa naftowa i źródła energii odnawianej poza energią wodną jak pokazuje rys. 4. Warto zdać sobie sprawę, że w krajach UE-15 głównym źródłem energii elektrycznej jest energia jądrowa, podczas gdy w Polsce dominuje węgiel. Zróżnicowanie źródeł energii w naszym kraju jest więc konieczne, a przy dokonywaniu wyboru kierunków dalszego rozwoju nasze społeczeństwo musi zdawać sobie sprawę z rzeczywistych pełnych kosztów związanych z wybieranymi źródłami energii.



Rys. 4 Udział względny różnych źródeł energii elektrycznej w Polsce i w UE-15 w 2003 r. (dane z [27], [26])

Poza wprowadzeniem energii jądrowej, w Polsce przewiduje się wykorzystanie na większą niż obecnie skalę źródeł energii odnawialnej. Źródła te można podzielić na dwie grupy. Do pierwszej należą biomasa, energetyka wodna i biogaz. Koszty wytworzenia energii elektrycznej w tej grupie są tylko nieco wyższe od kosztów elektryczności z elektrowni węglowych i zawierają się w przedziale od 40 do 60 m€/kWh. Niestety energia możliwa do uzyskania z tych opcji jest ograniczona. Dotyczy to zasobów wodnych (do około 3 TWh rocznie), biogazu (do 0,5 TWh rocznie) a także biomasy (współspalanie biomasy i węgla) z której można uzyskać do 4 TWh rocznie, w tym 2 TWh z dostaw lasów państwowych i 2 TWh z upraw energetycznych [28]. Drugą opcję stanowi budowanie elektrowni wiatrowych. Wiatr charakteryzuje się tym, że średni jednostkowy koszt wytworzenia energii elektrycznej w Polsce wynosi ok. 80-100 m€/kWh i jest znacznie wyższy od granicy opłacalności. Budowa wiatraków oznacza więc wzrost kosztu energii elektrycznej [28].

Dodatkowym negatywnym aspektem elektrowni wiatrowych jest fakt, że inwestorami i producentami elektrowni wiatrowych są firmy zagraniczne. Budowa wiatraków jest równoznaczna z importem energii elektrycznej i to po wysokiej cenie [28]. Nie stwarza też ona nowych miejsc pracy – produkcja odbywa się za granicą, np. w Danii, która jest krajem wiodącym w Europie w tej dziedzinie. Natomiast bezrobotni w Polsce pozostają nadal bez pracy. Tak więc do rozbudowy wiatraków należy podchodzić ostrożnie, by w imię modnych haseł nie podejmować decyzji szkodliwych dla naszej gospodarki.

#### 4. Redukcja emisji w elektroenergetyce polskiej

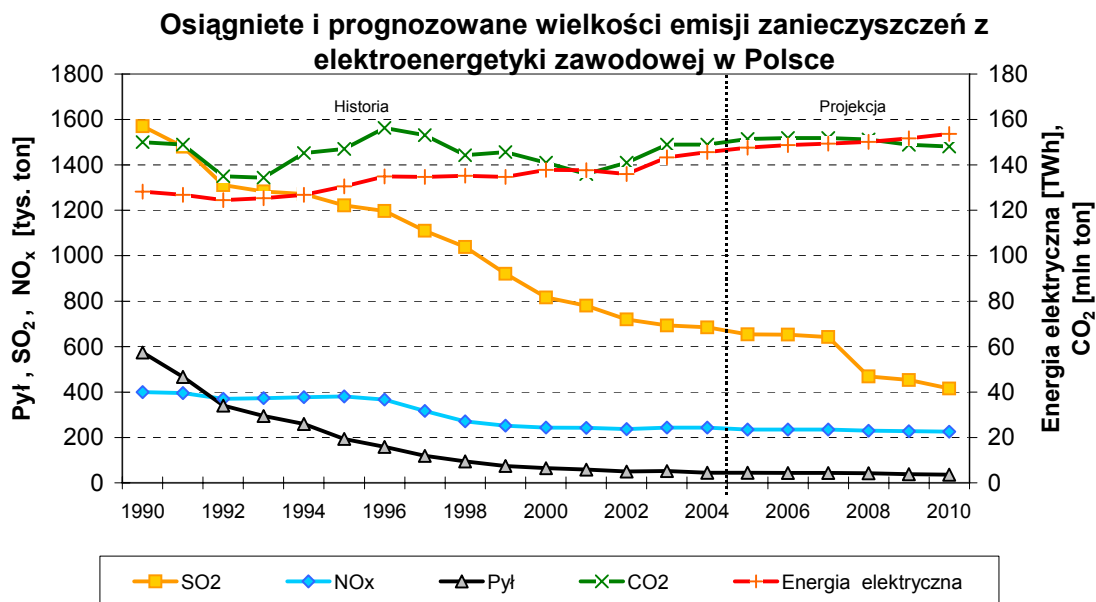
W ostatnim dziesięcioleciu elektroenergetyka polska prowadziła intensywne działania dla zmniejszenia obciążeń środowiska związanych z produkcją energii elektrycznej. W porównaniu z 1990 rokiem w 2004 r. emisje SO<sub>2</sub> spadły do 43,6%, NO<sub>x</sub> do 60,8% a pyłów do 7,8% [26], [29]. Mimo to, emisja zanieczyszczeń gazowych z elektrowni polskich jest większa niż z elektrowni w krajach Europy Zachodniej. W 2004 roku całkowita emisja zanieczyszczeń z zakładów elektroenergetyki zawodowej w Polsce wyniosła

- SO<sub>2</sub> – 685 tys. ton
- NO<sub>x</sub> – 243 tys. ton
- Pyły – 45 tys. ton [29].

Do roku 2010 przewiduje się dalsze zmniejszenie rocznej emisji SO<sub>2</sub> o ok. 40%, NO<sub>x</sub> o 10% a pyłów o 20%. Natomiast emisje CO<sub>2</sub> nie ulegały istotnym zmianom, w 1990 r. wynosiły 150 tys. ton, w 2004 r. 149 tys. ton, i w 2010 r. mają pozostać na podobnym poziomie. Jest to

naturalna konsekwencja utrzymywania w Polsce struktury elektroenergetyki opartej na spalaniu węgla.

Przebieg zmian emisji zanieczyszczeń pokazano na rys. 5, opartym na danych Agencji Rynku Energii (ARE).



Rys. 5 Osiągnięte i prognozowane wielkości emisji zanieczyszczeń z elektroenergetyki zawodowej w Polsce. Źródła danych: [29 ] [26].

Pomimo niekwestionowanego dużego postępu w redukcji zanieczyszczeń środowiska w ostatniej dekadzie, Polska nadal pozostaje w tyle większości krajów UE pod względem wielu wskaźników środowiskowych. Niekorzystna, oparta głównie na węglu, struktura paliwowa elektroenergetyki polskiej powoduje, że obecne duże różnice w osiąganych wskaźnikach emisji w stosunku do innych państw członkowskich nie ulegną istotnej zmianie również i w następnych latach (Tabl. 3).

Tabl. 3 Wskaźniki emisji w elektroenergetyce na jednostkę produkowanej energii elektrycznej netto w Polsce i UE-15 [g/kWh] (Dane z [26], [30], [29]).

	SO <sub>2</sub>			NO <sub>x</sub>			CO <sub>2</sub>		
	1990	2000	2010	1990	2000	2010	1990	2000	2010
UE-15	4.1	1.3	0.7	1.2	0.6	0.4	486	389	347
Polska	10.5	5.0	2.3	2.6	1.5	1.2	1005	885	835
PL/UE %	260	385	330	215	250	300	205	225	240

Jeśli nawet, w celu uzyskania wartości „porównywalnych” z Polską, wielkości emisyjności w UE będziemy odnosić nie do całkowitej produkcji elektryczności, a tylko do energii elektrycznej produkowanej z elektrowni spalających paliwo organiczne, to i tak okaże się, że emisja dwutlenku siarki na 1 kWh jest w Polsce nadal 2 razy wyższa, a tlenków azotu ok. 1.3 razy wyższa niż średnia w krajach UE-15 (Tabl. 4). Zbliżenie się do obecnemu poziomowi Unii

Europejskiej jest możliwe tylko poprzez dalszą dywersyfikację paliw, a przede wszystkim wprowadzenie energii jądrowej, która nie powoduje emisji zanieczyszczeń takich tlenki siarki, azotu, pyły i CO<sub>2</sub>. W krajach Unii Europejskiej energia jądrowa jest dominującym źródłem elektryczności, a w Polsce nie gra dotychczas żadnej roli.

Tabl. 4 Wskaźniki emisji w elektroenergetyce odniesione do produkcji energii elektrycznej netto w elektrowniach konwencjonalnych ciepłych w Polsce i UE-15 [g/kWh]. Dane z [26], [29] i [30].

	SO <sub>2</sub>			NO <sub>x</sub>			CO <sub>2</sub>		
	1990	2000	2010	1990	2000	2010	1990	2000	2010
UE-15	7.6	2.5	1.2	2.2	1.2	0.8	923	770	645
Polska	10.8	5.2	2.4	2.7	1.6	1.3	1030	910	860
PL/UE %	140	210	200	120	130	160	110	120	135

Należy też wprowadzać do istniejących elektrowni modernizacje techniczno-ekologiczne wynikające z wymogów dyrektywy 2001/80/WE. O skuteczności takich modernizacji świadczy porównanie emisji z jednej z najlepszych polskich elektrowni (Opole) z przeciętną polską elektrownią w Kozienicach, pokazane w tabl. 5.

**Tabl. 5 Wskaźniki emisji w 2004 r. g/kWh netto w wybranych elektrowniach polskich**  
**Źródło: [29]**

	Pył	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	CO <sub>2</sub>
Kozienice	0.39	5.65	1.91	939
Opole	0.04	0.63	1.48	932

Jednakże obecne stawki opłat za emisje zanieczyszczeń nie sprzyjają wprowadzaniu modernizacji. Jak widać w tabl. 6, są one aktualnie nie tylko wielokrotnie niższe niż koszty zewnętrzne ponoszone przez społeczeństwo, ale również kilkakrotnie niższe niż wynoszą jednostkowe koszty redukcji emisji.

**Tabl. 6. Aktualne jednostkowe stawki opłat za gazy i pyły wprowadzone do powietrza**  
**Źródło: [31]**

SO <sub>2</sub>	410	zł/t
NO <sub>x</sub>	410	zł/t
Pył	440	zł/t
CO	110	zł/t
CO <sub>2</sub>	0.22	zł/t
CH <sub>4</sub>	0.22	zł/t

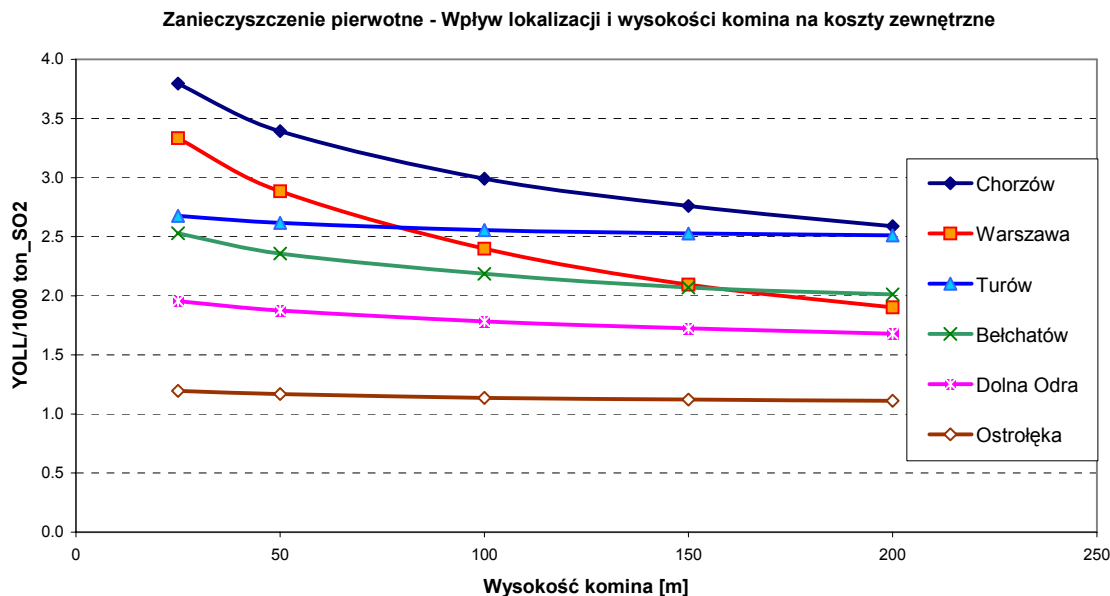
Oznacza to, że brak bodźców ekonomicznych, które powinny skłaniać elektroenergetykę polską do redukcji emisji zanieczyszczeń.

## 5 Wpływ lokalizacji i wysokości komina na koszty zewnętrzne

Wielkość skutków zdrowotnych skorelowana jest przede wszystkim z gęstością zaludnienia w obszarach narażonych. Szkody obliczone na tonę emitowanego zanieczyszczenia w dużym stopniu zależą od lokalizacji oraz charakterystyk fizycznych źródła emisji wpływających na rozprzestrzenienie się zanieczyszczeń, w szczególności od wysokości komina. Wyjątkiem są mające długi czas życia gazy cieplarniane, dla których można założyć równomierne mieszanie w całej atmosferze, i w konsekwencji brak zależności szkód od lokalizacji źródła emisji. Co do pozostałych zanieczyszczeń, w analizach należy odróżnić zanieczyszczenia pierwotne (PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, itp.), powodujące szkody w postaci w jakiej zostały wyemitowane, od zanieczyszczeń wtórnych (aerozole siarczanów i azotanów amonu, ozon) powstających w wyniku transformacji zanieczyszczeń pierwotnych.

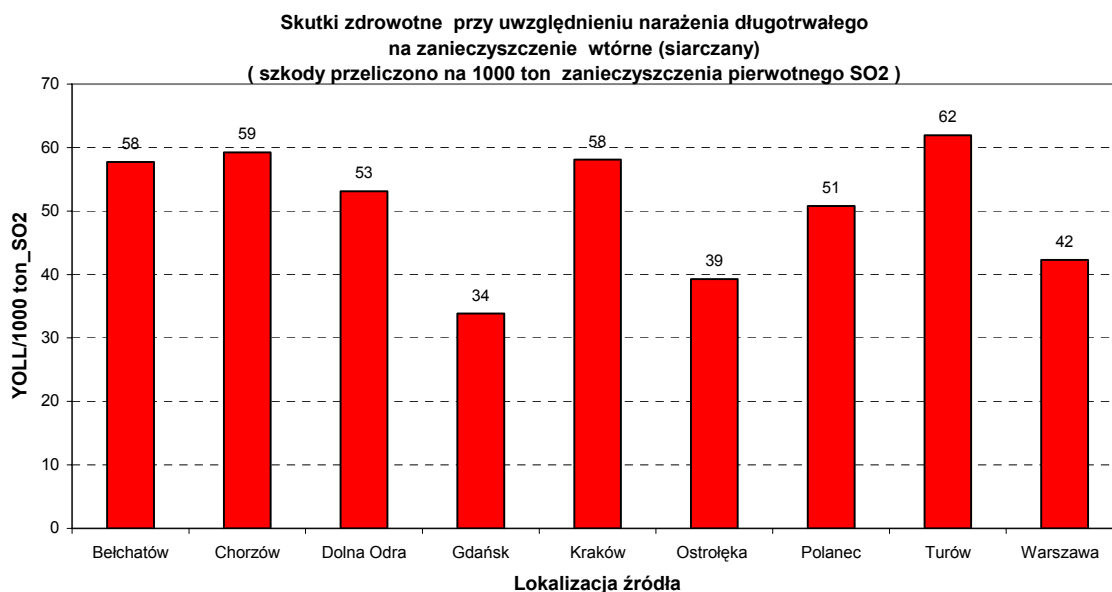
Skutki emisji zanieczyszczeń pierwotnych zależą silnie od lokalizacji źródła, szczególnie przy niższych wysokościach komina. W pracy [1] określono skutki emisji pyłów o wielkości cząsteczki poniżej 2,5 mikrona w różnych miejscach w Europie. Jeśli szacowane koszty w Paryżu przyjąć jako koszty odniesienia równe jedności, to koszty w Atenach wynoszą 0,70, w Londynie 0,55, w Brukseli 0,26, w Sztutgarcie 0.18, w wiejskich rejonach Belgii 0,08, a w wiejskich rejonach Finlandii około 0,02. Oczywiście jest więc, że w przypadku elektrowni lokalizowanych w różnych rejonach Polski konieczne jest przeliczenie skutków emisji z uwzględnieniem lokalnej gęstości zaludnienia.

W ramach ocen, prowadzonych przy użyciu modeli stosowanych w ramach projektu ExternE, oszacowano jeden ze skutków emisji SO<sub>2</sub>, mianowicie wzrost umieralności mierzony jako liczba straconych lat życia (*years of life lost – YOLL*) dla kilku wybranych lokalizacji w Polsce. Rozróżniono dwa przypadki: (a) bezpośrednie oddziaływanie SO<sub>2</sub> jako zanieczyszczenia pierwotnego oraz (b) oddziaływanie tego samego zanieczyszczenia jako prekursora zanieczyszczenia wtórnego (aerozoli siarczanów). Dla zanieczyszczenia pierwotnego określono również zależność skutków od wysokości komina, przy typowych warunkach kominowych dla dużych instalacji spalania. Wyniki pokazano na rys. 6. Jak widać dla lokalizacji w pobliżu dużych miast, jak Warszawa i Chorzów, zmniejszenie wysokości komina powoduje duży wzrost skutków zdrowotnych. Dla lokalizacji położonych z dala od ośrodków ludności wpływ wysokości komina jest mały.



Rys. 6 Wpływ lokalizacji i wysokości kominia na koszty zewnętrzne powodowane przez zanieczyszczenia pierwotne.

W przypadku zanieczyszczeń wtórnych (powstających w wyniku transformacji zanieczyszczeń pierwotnych), warunki w okolicy źródła nie mają dużego wpływu na wielkość szkód, gdyż występujące w atmosferze reakcje chemiczne wymagają czasu, i w efekcie powstające cząsteczki aerozoli siarczanów i azotanów sięgają na odległość setek kilometrów od miejsca emisji.



Rys. 7 Skutki zdrowotne przy uwzględnieniu narażenia długotrwałego na zanieczyszczenie wtórne (siarczany).

W następstwie, skutki lokalne zanieczyszczeń wtórnych są niewielkie (kilka procent całkowitego efektu), stąd również mały wpływ wysokości kominia na wielkość powstających

szkód. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że dla siarczanów lub azotanów różnice w skutkach, wyrażone na jednostkę emitowanego zanieczyszczenia pierwotnego (prekursora), dla różnych lokalizacji nie przewyższają 50% jak pokazano na Rys. 7. Stosunkowo niska wartość szkód dla lokalizacji Gdańsk spowodowana jest faktem, iż duża część zanieczyszczenia kończy swą drogę w morzu Bałtyckim.

## 6. Globalne skutki zdrowotne

Koszty zewnętrzne wytwarzania energii elektrycznej w Polsce zostały oszacowane w [32]. W obliczeniach uwzględniono tylko koszty zdrowotne w wyniku emisji zanieczyszczeń powietrza ( $PM_{10}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_x$ ) oraz koszty ocieplenia klimatu na skutek emisji  $CO_2$ .

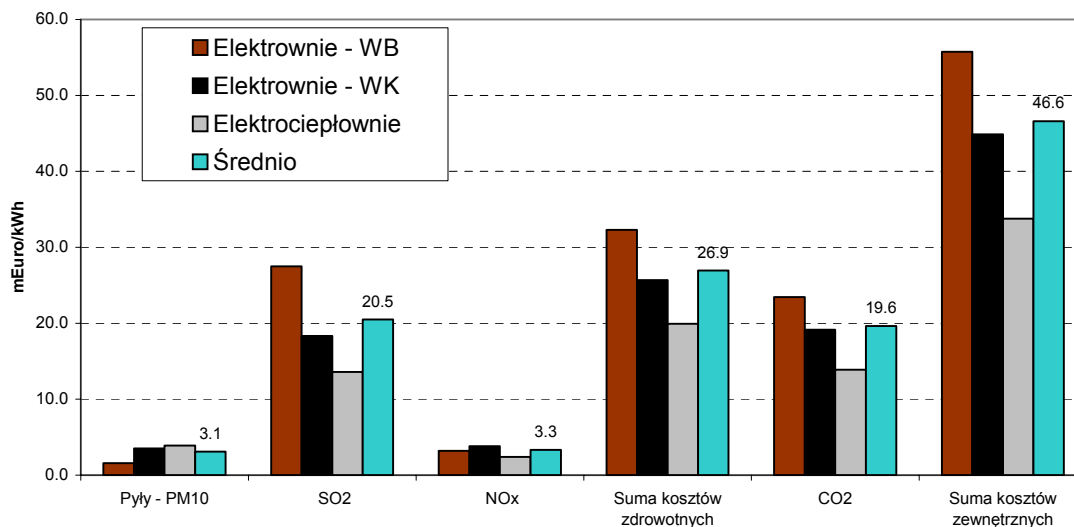
Koszty szkód obliczono na tonę zanieczyszczeń stosując uproszczoną metodę ExternE przy pomocy modułu SimPacts Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej. Do oszacowania kosztów zewnętrznych każdej z elektrowni zawodowych zastosowano kilka uproszczonych modeli. Dla kilkunastu obiektów, największych lub zlokalizowanych na dużych obszarach zurbanizowanych i w ich pobliżu, zastosowano najbardziej złożony model QUERI, pozwalający na modelowanie lokalnego (do 50 km od źródła) rozprzestrzenienia emitowanych zanieczyszczeń. Te same dane meteorologiczne - temperatury, prędkości i kierunki wiatru - przyjęto we wszystkich obliczeniach (dane dla obszaru Warszawskiego użyto jako dobrej aproksymacji średnich warunków rocznych w Polsce). Nie mniej jednak dużą uwagę poświęcono określeniu rozkładu zaludnienia dla różnych lokalizacji.

W obiektach produkujących energię elektryczną i ciepło w skojarzeniu, część kosztu zewnętrznego przydzielono wytwarzaniu ciepła, dzieląc koszty proporcjonalnie do ilości paliwa zużytego na te cele. Podział energii chemicznej paliwa zużytego na produkcję energii elektrycznej i na produkcję ciepła wykonano „metodą fizyczną” zgodnie z PN-93/M-35500. Okazało się, że średnio ok. 15% paliwa zużytego w elektroenergetyce zawodowej, a w konsekwencji taka sama część kosztu zewnętrznego, przypada na produkcję ciepła.

Wcześniejsze wyniki obliczeń [32] odpowiednio skorygowano uwzględniając najnowsze poprawki w metodologii ExternE [24], dotyczące między innymi funkcji E-R (ekspozycjaryzyko) dla skutków zdrowotnych, niższej wartości pieniężnej utraconego roku życia oraz obniżonych współczynników oddziaływania  $NO_x$ . Współczynniki te zmieniono w programie ExternE w ostatnich latach po stwierdzeniu, że powstawanie aerozoli azotanów w powietrzu jest zmniejszone z powodu zmienionego stężenia tła  $NO_x$ ,  $SO_2$  i  $NH_3$ .

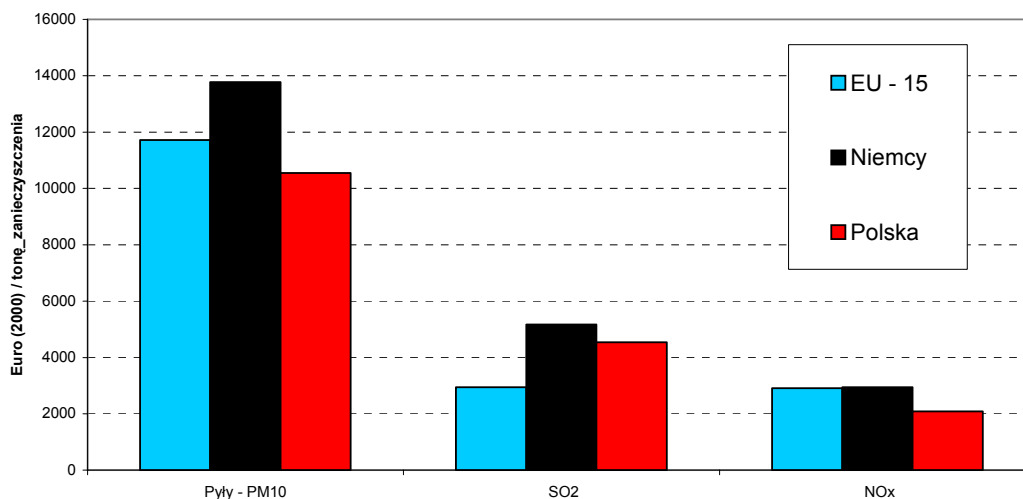
Koszty zewnętrzne obliczone na tonę zanieczyszczenia oraz na kWh wytwarzanej energii elektrycznej przedstawiono na rys. 8 i w tabelicy 7.

Jednostkowe koszty zewnętrzne elektroenergetyki w Polsce



Rys. 8 Jednostkowe koszty zewnętrzne dla elektroenergetyki w Polsce.

Dla typowych warunków w Unii Europejskiej koszty zewnętrzne przypadające na jednostkę emitowanego zanieczyszczenia są najwyższe dla pyłów i wynoszą około 10 500 €(2000)/tonę. Następne co do wielkości są koszty zdrowotne emitowanego dwutlenku siarki SO<sub>2</sub>, równe 4540 €/t. Koszty te wiążą się głównie z oddziaływaniem siarczanów w postaci aerozoli, gdyż bezpośrednie oddziaływanie SO<sub>2</sub> nie przekracza 5% całkowitego kosztu. Według aktualnych ocen znacznie niższe niż dawniej są koszty zdrowotne emisji tlenków azotu NO<sub>x</sub> (aerozole azotanów) ocenione na około 2100 €/t. Porównanie jednostkowych kosztów zewnętrznych na jednostkę emitowanego zanieczyszczenia dla EU-15, Niemiec [6 str 53] i Polski przedstawiono na Rys. 9.



Rys.9 Porównanie jednostkowych kosztów zewnętrznych na jednostkę emitowanego zanieczyszczenia dla EU-15, Niemiec i Polski

Jednakże globalne koszty zależą nie tylko od skutków emisji jednej tony zanieczyszczeń, ale także od ilości emitowanych zanieczyszczeń. Pod tym względem dominuje w Polsce

dwutlenek siarki. Jak widać z tabl. 7, gdy koszty wyrażone są jako wartość przypadająca na jednostkę wytwarzanej energii elektrycznej, to ze względu na dużą emisję na czele listy w Polsce znajdują się siarczany powodujące koszty zewnętrzne około 20 m€/kWh. Znacznie niższym kosztem zewnętrznym na jednostkę produkcji, ok. 3 m€/kWh, charakteryzują się pyły (PM<sub>10</sub>) i azotany.

**Tablica 7. Koszty zewnętrzne wytwarzania energii elektrycznej w Polsce w 2004 r. wg rodzaju obiektu i zanieczyszczeń (tylko obiekty zawodowe)**

	Elektrownie na węgiel brunatny		Elektrownie na węgiel kamienny		Elektrociepłownie zawodowe		Ogółem	
	€/t	m€/kWh	€/t	m€/kWh	€/t	m€/kWh	€/t	m€/kWh
Pyły - PM <sub>10</sub>	8085	1.6	11422	3.5	11595	3.9	10547	3.1
SO <sub>2</sub>	4514	27.5	4576	18.3	4544	13.6	4541	20.5
NO <sub>x</sub>	2080	3.2	2102	3.8	2059	2.4	2085	3.3
<b>Razem</b>	-	<b>32.3</b>	-	<b>25.7</b>	-	<b>19.9</b>	-	<b>26.9</b>
CO <sub>2</sub>	20	23.5	20	19.2	20	13.9	20	19.6
<b>Łącznie</b>	-	<b>55.7</b>	-	<b>44.86</b>	-	<b>33.8</b>	-	<b>46.6</b>

Łączny uśredniony koszt zewnętrzny (bez uwzględnienia CO<sub>2</sub>) obliczony na kWh energii elektrycznej wynosił w Polsce w 2004 roku ok. 27 m€/kWh. Jest to wartość porównywalna z kosztem własnym produkcji energii elektrycznej w Polsce. Uwzględnienie efektu globalnego ocieplenia klimatu (emisji CO<sub>2</sub>) przy koszcie emisji jednej tony CO<sub>2</sub> równym 20 € zwiększyłoby ten koszt o dodatkowe 20 m€/kWh. W ten sposób suma kosztów zewnętrznych osiąga wartość porównywalną z ceną energii elektrycznej dla odbiorcy końcowego, znacznie przewyższając koszt własny wytwarzania energii.

W tablicy 8 podsumowano całkowite koszty zewnętrzne dla krajowych elektrowni ciepłych. Łączny koszt zewnętrzny wytwarzania energii elektrycznej i ciepła wynosi ok. 7 mld € (z tego ok. 1 mld € na produkcję ciepła), lub ok. 1.7% Krajowego Produktu Brutto Polski w 2004 r. Około 85% tego kosztu jest następstwem emisji SO<sub>2</sub> i CO<sub>2</sub>, które mają prawie takie same udziały w ogólnym koszcie. Znacznie niższe, lecz również podobne udziały, ok. 7%, mają NO<sub>x</sub> i pyły.

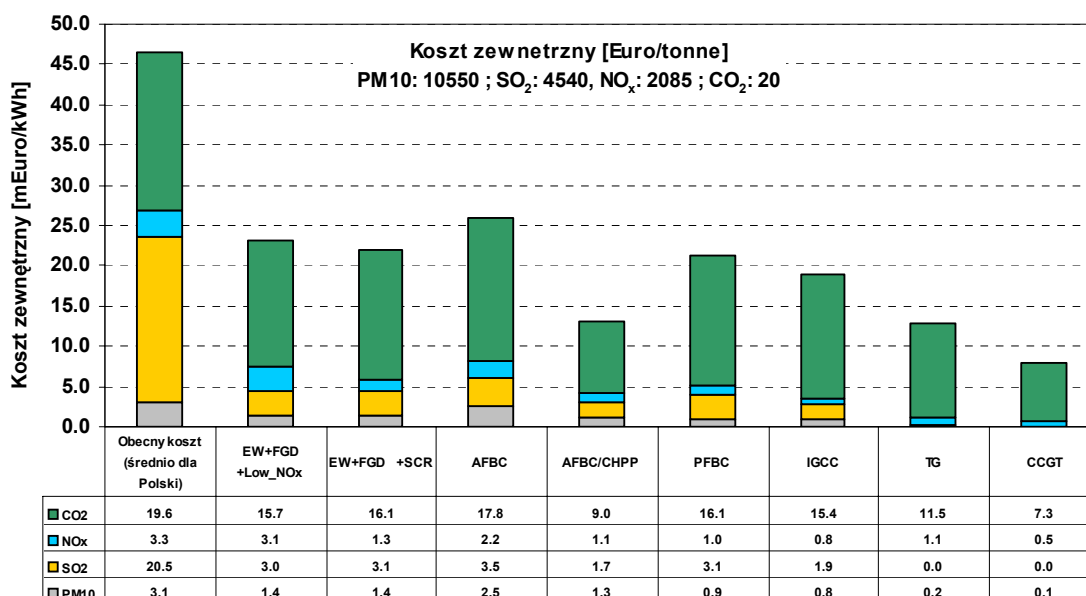
**Tablica 8. Zagregowane koszty zewnętrzne wytwarzania energii elektrycznej i ciepła w krajowych elektrowniach ciepłych w 2004 r. Źródło danych o emisjach [29]**

Rodzaj zanieczyszczeń	Koszty jednostkowe	Emisje łączne w 2004r.	Roczne koszty zewnętrzne	
	€/t		tony	mld €
PM <sub>10</sub>	10547	44552	0.47	6.7
SO <sub>2</sub>	4541	684803	3.11	44.0
NO <sub>x</sub>	2085	242539	0.51	7.2
CO <sub>2</sub>	20	148918000	2.98	42.2
<b>Łącznie</b>	-	-	<b>7.06</b>	<b>100</b>

## 7. Możliwości technologiczne redukcji kosztów zewnętrznych

Koszty zewnętrzne obliczane na jednostkę energii elektrycznej zależą nie tylko od lokalizacji źródła emisji, ale przede wszystkim od technologii wytwarzania energii elektrycznej i kontroli emisji. Na rys. 9 pokazano porównanie kosztów zewnętrznych dla kilku obecnie dostępnych technologii przy założeniu, że w każdym przypadku lokalizacja źródła pozostaje niezmienną. Dla wyceny kosztu zewnętrznego na tonę zanieczyszczenia zastosowano średnie wartości dla Polski podane w tabl. 7.

Jak widać z rys.10, niższe koszty zewnętrzne dla nowych technologii są skutkiem ich wyższej sprawności (obniżenie kosztów zewnętrznych aż do 50% na kWh dla elektrociepłowni, ponieważ część kosztów zewnętrznych przypada na wytwarzanie ciepła) i/lub zastosowanie nowoczesnych metod kontroli emisji zanieczyszczeń lub użycie czystych paliw, takich jak gaz ziemny.



Rys. 10 Koszty zewnętrzne dla średniej lokalizacji w Polsce przy zastosowaniu różnych technologii wytwarzania energii elektrycznej i kontroli emisji zanieczyszczeń. (FGD – odsiarczanie gazów kominowych, Low NO<sub>x</sub> palniki o niskiej emisji tlenków azotu, SCR – selektywna redukcja katalityczna, AFBC – atmosferyczny kocioł fluidalny, CHPP – elektrociepłownie, PFBC ciśnieniowy kocioł fluidalny, IGCC - układ gazowo-parowy zintegrowany ze zgazowaniem węgla, TG –turbina gazowa, CCGT – cykl skojarzony z turbiną gazową)

W tabl. 9 pokazano koszty zewnętrzne (bez uwzględnienia kosztów ocieplenia klimatu) dla elektrowni Bełchatów i Kozienice określone przy zastosowaniu pełnej metodyki ExternE (NewExt, model EcoSense 4.1) [33].

Tabl. 9. Koszty jednostkowe przypadające na emisję jednej tony zanieczyszczeń oraz na kWh energii wytwarzanej w dwóch elektrowniach polskich [33]

Zanieczyszczenie	Bełchatów (węgiel brunatny)		Kozienice (węgiel kamienny)	
	€/t	m€/kWh	€/t	m€/kWh
Pył	8766	0.8	7591	1.8
SO <sub>2</sub>	6066	41.6	5948	31.8
NO <sub>x</sub>	1169	1.7	1581	2.5
	Łącznie	44.1	Łącznie	36.2

Porównując te wyniki z podanymi powyżej wynikami jednego z autorów [32] uzyskanymi przy użyciu uproszczonej metodyki (model SimPacts) widzimy, że nie ma między nimi dużych rozbieżności, chociaż w metodyce uproszczonej przyjmowano wartości uśrednione dla całej elektroenergetyki zawodowej Polski i uwzględniano tylko koszty zdrowotne. Koszty jednostkowe określone w tabl. 9 dla zanieczyszczeń pierwotnych (pyły) wykazują dobrą zgodność z wartościami dla węgla brunatnego podanymi w tabl. 7. Koszty dla dwutlenku siarki są nieco wyższe, a dla tlenków azotu nieco niższe od wartości określonych metodą uproszczoną. W przypadku elektrowni Kozienice jednostkowy koszt na tonę emitowanego pyłu jest znacznie niższy niż średnia krajowa, co wynika z usytuowania elektrowni Kozienice z dala od dużych aglomeracji. Większość innych elektrowni i elektrociepłowni na węgiel kamienny zlokalizowana jest na Śląsku (duża gęstość zaludnienia) albo w pobliżu dużych miast.

Należy dodać, że koszt zewnętrzny dla El. Bełchatów obliczony w 2002 r. jako równy 44.1 m€/kWh (Tabl. 9), w roku 2004 uległ wyraźnemu obniżeniu do 35.1 m€/kWh. Jest to efektem uruchomienia w tym czasie dodatkowej instalacji odsiarczania na dwóch blokach, co obniżyło łączną emisję SO<sub>2</sub> z elektrowni Bełchatów o około 20% przy prawie niezmięnionej wielkości produkcji energii elektrycznej.

### Podsumowanie

Całkowita wielkość emisji w UE maleje z czasem. Emisje w 2020 roku będą mniejsze niż w 1990 r. o 80% w przypadku SO<sub>2</sub> i o 60% w przypadku NO<sub>x</sub>. [6] Spowoduje to znaczne zmiany w ilorazie SO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> i odpowiednie zmiany w składzie chemicznym atmosfery. Wskutek tego, efekty zdrowotne na tonę emitowanych zanieczyszczeń staną się większe.

Szacuje się, że koszt zdrowotny emitowanej tony NO<sub>x</sub> będzie w 2020 roku o ok. 40% wyższy niż był w 2000 roku. Również emisja jednej tony SO<sub>2</sub> w 2020 r. spowoduje oddziaływanie siarczanów, które będzie o ok. 20% większe niż w 2000 roku. Zjawisko to staje się zrozumiałe w świetle faktu, że chociaż emisje SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub> zmniejszą się znacznie, emisje NH<sub>3</sub> pozostaną na niezmiennych poziomach. Oznacza to, że na jednostkę SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub> będzie więcej NH<sub>3</sub>, które może wejść z nimi w reakcję i spowodować powstawanie groźnych dla zdrowia aerozoli [6].

Tak więc koszty zewnętrzne przypadające na tonę emitowanych zanieczyszczeń będą w przyszłości rosły. Należy to uwzględnić przy analizowaniu decyzji strategicznych, których pełne skutki staną się widoczne w roku 2020 lub później.

Obliczenia, których wyniki pokazano w Tabl. 7 i na Rys. 9 wykazały, że obecne systemy elektroenergetyki oparte na spalaniu paliw organicznych charakteryzują się najwyższymi kosztami zewnętrznymi, np. dla węgla brunatnego wg Tabl. 7 – 55,7 m€/kWh. Wprowadzenie zaawansowanej technologii (CC i PFBC) zmniejsza znacząco koszty zewnętrzne systemów z paliwem organicznym, ale nadal pozostają one w zakresie od 10 do 20 m€/kWh. Dotyczy to

także produkcji skojarzonej ciepła i energii elektrycznej, w której dzięki stosowaniu technologii gazowej koszty zewnętrzne znacznie maleją.

Stosowanie technologii obniżających emisje zanieczyszczeń do atmosfery wiąże się z koniecznością poniesienia dużych kosztów. Według ocen [34] koszty obniżenia emisji SO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub> do poziomów dopuszczalnych wynoszą w walucie z 2000 roku około 16-22 m€/kWh. To jednak nie eliminuje jeszcze kosztów zewnętrznych. Elektrownia emitująca 10% wytwarzanego SO<sub>2</sub> powoduje wciąż jeszcze bardzo duże obciążenie środowiska.

Na przykład w rejonie miasta Wałbrzych hałdy górnicze powodują silne zapylenie miasta, dając wkład wynoszący ponad połowę łącznego zapylenia ze wszystkich źródeł. Obecnie gros hałd góruje nad zabudową mieszkalną Wałbrzycha, tak że np w rejonie dzielnicy Sobiecin pylenie hałd powodowało w końcu lat 80-tych opady rzędu 250 t/km<sup>2</sup> rok [35]. Obecnie opady pyłowe maleją wskutek usprawnień układów kontroli emisji w elektrowniach i zamykania zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska, ale procesy rekultywacji hałd przebiegają znacznie wolniej i hałdy pozostają poważnym źródłem zagrożenia.

Podczas spalania węgla wytwarzane są duże ilości popiołu. Przy średniej zawartości popiołu w węglu polskim równej 20% wytworzenie 1 Gwa energii elektrycznej powoduje powstanie około pół miliona ton popiołu. Pył węglowy używany jest do utwardzania dróg, jako składnik farb, a około 5% popiołu stosuje się w konstrukcjach i budownictwie. Ze względu na emisję produktów rozpadu radonu użycie węgla w budownictwie mieszkalnym wiąże się ze średnią dawką dodatkową promieniowania wynoszącą około 80 osobo-Sv/GW rok. [22] Przy współczynniku 0.05 zgonu/osobo-Sv daje to 4 zgony/GW-rok, a więc wiele więcej niż zagrożenie promieniotwórcze w przypadku elektrowni jądrowych.

Ponadto w warunkach polskich konieczne jest dodanie kosztów szkód wywołanych zrzucając do polskich rzek zasolonej wody pochodzącej z kopalni węgla kamiennego. Wg [37] w 2003 r. w województwach Śląskim i Dolnośląskim razem odprowadzono do wód powierzchniowych ok. 115 mln m<sup>3</sup> wody zasolonej zawierającej ok. 1.4 mln ton soli. Ścieki z elektrowni są w większości oczyszczane, np. w 2003 r. na 65.3 mln m<sup>3</sup> ścieków wytworzonych w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych oczyszczono 64,4 mln m<sup>3</sup>, a tylko 0.9 mln m<sup>3</sup> ścieków zostało usuniętych do rzek w postaci nieoczyszczonej [37].

Dla porównania należy także ocenić koszty zewnętrzne związane z wytwarzaniem energii elektrycznej w cyklu jądrowym (w całym cyklu, nie tylko w samych elektrowniach). Szczegółową wycenę tych kosztów przeprowadzono w ramach programu ExternE dla Francji, Niemiec, W. Brytanii, Szwecji i innych krajów, a dla warunków polskich dokonano takiej oceny w pracy [22]. Okazało się, że łączne obciążenia środowiska i zagrożenia zdrowia człowieka powodowane przez cykl produkcji energii nuklearnej wg NewExt [6] wynoszą mniej niż 1,9 m€/kWh, z czego 70 % powodowane jest przez uwolnienia radioaktywne w fazie wydobywania i oczyszczenia uranu. Elektrownia jądrowa daje tylko 5% kosztów zewnętrznych całego cyklu. Według ocen brytyjskich [38], do których wprowadzono poprawki uwzględniające przyjęte obecnie metody zabezpieczeń odpadów z oczyszczania rudy uranowej określone w studium [39], łączne koszty zewnętrzne dla cyklu jądrowego z przerobem paliwa wypalonego równe są 0,46 m€/kWh [22].

Tak więc dla Polski, nawet po pominięciu kosztów zanieczyszczeń naszych rzek przez odpady z cyklu węglowego, okazuje się że koszty zewnętrzne dla cyklu węglowego wynoszą około 45 m€/kWh, a dla cyklu jądrowego z przerobem paliwa wypalonego są one od 20 do 100 razy **niższe**. Tak wielka różnica kosztów zewnętrznych powoduje, że przy ich uwzględnieniu energia jądrowa okazuje się najtańszym źródłem energii elektrycznej dla społeczeństwa jako całości, i to zarówno w warunkach europejskich, jak i w warunkach polskich.

### Literatura

- 01 Bickel P. Friedrich R.,: ExternE 05 –Externalities of Energy, Methodology 2005 update, EUR 21951, 2005
- 02 EXTERNE 1998, Externalities of Energy, Vol. 1-10, published by European Commission, Directorate General XII, Science Research and Development, Luxembourg, 1998
- 03 NEWEXT - New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies, coordinator Rainer Friedrich, Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD), IER, Germany, ARMINES / NSMP, France, PSI, Switzerland, Université de Paris I, France, University of Bath, United Kingdom, VITO, Belgium, September 2004.
- 04 WATKISS P.: AEAT/ED51014/Baseline Scenarios CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020, AEA Technology Environment, January 2005
- 05 LEKSELL I., RABL A., Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Life Lost, Risk Journal, 2001
- 06 RABL A. et al.: Externalities of Energy: Extension of accounting framework and Policy Applications, Final Technical Report, Version 2, August 2005
- 07 STRUPCZEWSKI A. : Oddziaływanie małych dawek promieniowania na zdrowie człowieka, Biuletyn PSE, lipiec 2005
- 08 MYERS D.K., WERNER M.M., A Review of the Health Effects of Energy Development, Nuclear J. of Canada, 1987, p.14-24
- 09 WHO (2000) . Air Quality Guidelines for Europe, second edition. WHO Regional Publications, European Series No. 91.
- 10 PAN Ochrona i kształtowanie środowiska na tle społecznego rozwoju oraz przestrzennego zagospodarowania w makroregionie południkowo-zachodnim, PAN, Urząd Wojewódzki w Legnicy, Komisja Planowania przy R.M. Legnica, 1978
- 11 Świątczak J.: Wpływ zanieczyszczeń powietrza na zdrowie mieszkańców Łodzi, in: Ochrona i kształtowanie środowiska ...Komisja Planowania przy Radzie Ministrów, PAN Urząd Wojewódzki w Piotrkowie Trybunalskim, s 217 Piotrków Trybunalski, 1979.
- 12 SRAM R.J, DEJMEK J.I, TOPINKA J., BINKOVA B, DOSTAL M., MRACKOVA G, PETERKOVA K, BENES I, SELEVAN S.G, (1996) Impact of Environmental pollution on human health in Northern Bohemia
- 13 BOBAK M., LEON D. A. , Air pollution and infant mortality in the Czech Republic, 1986-88, the Lancet, Vol. 340, Oct. 24, 1992,, 1010-114
- 14 ROZPORZĄDZENIE MINISTRA OCHRONY ŚRODOWISKA, ZASOBÓW NATURALNYCH I LEŚNICTWA z dnia 18 września 1998 r. w sprawie szczegółowych zasad ustalania dopuszczalnych do wprowadzania do powietrza rodzajów i ilości substancji zanieczyszczających oraz wymagań, jakim powinna odpowiadać dokumentacja niezbędna do wydania decyzji ustalającej rodzaje i ilości substancji zanieczyszczających dopuszczonych do wprowadzania do powietrza. (Dz.U. 98.124.819 z dnia 30 września 1998 r.)
- 15 ZEJDA J.E (1998) Respiratory symptoms in children of Upper Silesia, Poland: Eur. J. Epidemiol.
- 16 ZEJDA J.E. et al. (1996) Health hazard of the ambient air pollution in the Upper Silesia Industrial Zone. Report to the Katowice Province Authorities. (in Polish).
- 17 PERERA FP et al. (1992) Molecular and genetic damage in humans from environmental pollution in Poland. Nature, 360 (6401): 256-258.
- 18 JĘDRYCHOWSKI W, BECHER H, WAHRENDORF J, BASA-CIERPIALEK Z. (1990) A case-control study of lung cancer with special reference to effect of air pollution in Cracow. J Epidemiol Community Health, 44:114-120.
- 19 MAREK K., LEBECKI K. (1999) Occurrence and prevention of coal miners' pneumoconiosis in Poland. Am J Ind Med. 36:610-617.
- 20 MAREK K., STARZYŃSKI Z. (1998) Epidemiology of pneumoconiosis in Poland. Med.Pracy XLIX, 41-48.
- 21 STARZYŃSKI Z., MAREK K., KUJAWSKA A., SZYMCZAK W. (1996) Mortality among

- coal miners with pneumoconiosis in Poland. Am J Ind Med. 30: 718-725.
- 22 STRUPCZEWSKI A., BORYSIEWICZ M., TARKOWSKI S., RADOVIC U., Ocena wpływu wytwarzania energii elektrycznej na zdrowie człowieka i środowisko i analiza porównawcza dla różnych źródeł energii, w: „Ekologiczne Aspekty Energetyki”, Warszawa 14-16 listopad 2001
- 23 Radomski J. Dynamika stężeń pyłu w b. województwie katowickim w latach 1980-1999, Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, vol. 35, nr. 3, maj-czerwiec 2001 s. 101-104
- 24 Externe NewExt. <http://www.externe.info/>
- 25 Scasny M. et al ExterneE method application in the Czech Republic, DIEM workshop, Prague 16-7 February 2004
- 26 ARE: Długoterminowa prognoza rozwoju gospodarki paliwami i energią do roku 2025, ARE S.A., 2004
- 27 OECD/IEA, Energy Balances of OECD Countries 2002/2003, Paris, 2005.
- 28 Trehcinski R. Odnawialne źródła energii a energetyka jądrowa: konkurencyjność czy komplementarność? Energetyka Październik 2005, s. 725-726.
- 29 Emitter (1990-2004) - Emisja zanieczyszczeń środowiska w elektrowniach i elektrociepłowniach zawodowych, ARE S.A., Warszawa
- 30 Eurelectric, European Electricity Supply Industry: Demand and Generation prospects to 20120, Synopsis of the Eurprog. Report 2002, 2003,
- 31 Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 14 grudnia 2004 r. w sprawie opłat za korzystanie ze środowiska (Dz. U. z dnia 29 grudnia 2004 r., Nr 279, Poz. 2758)
- 32 RADOVIĆ U., Assessment of external costs of power generation in Poland, Part of the IAEA's Co-ordinated Research Project in „Estimating the external costs associated with electricity generating options in developing countries using simplified methodologies”, ARE S.A., Warsaw, 2002.
- 33 Melichar J., Havranek M., Maca V., Scasny M and Kudelko M., Implementation of ExterneE Methodology in Eastern Europe, Final Report on Work Package 7 of the ExterneE-Pol: Externalities of Energy: Extension of accounting framework and Policy Applications, Funded by European Community, Nov 2004. Available at <http://www.externe.info/>
- 34 Projected Costs of Generating Electricity — 1998 Update, OECD, Paris, 1998.
- 35 KOTOWSKI W. ULBRICH R. Iloraz 4 i iloraz 10 – granice wykorzystania środowiska przez człowieka Gospodarka Paliwami i Energią, 9/2000 s 26-30
- 35 WÓJCIK J. Zapylenie powietrza atmosferycznego w Wałbrzychu w latach 1970-1994, Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, Vol. 30, Nr. 6, s. 195-199, 1996
- 36 PINKO L., RAKOWSKI J. SWIERSKI J. Ekologiczne aspekty wytwarzania energii elektrycznej w krajowych elektrowniach ciepłych, Międzyn. Konf. Aspekty Ekologiczne Wytwarzania Energii Elektrycznej, Warszawa, 14-16 listopad 2001
- 37 GUS, Ochrona Środowiska 2004
- 38 BERRY, J.E., HOLLAND M.R., WATKISS P.R. STEPHENSON W., Power Generation and the Environment - a UK Perspective ETSU Final Report. June 1998
- 39 SENES, Long Term Population Dose Due to Radon (Rn-222) Released from Uranium Mill Tailings, SENES Consultants Limited, Richmond, Canada, April 1998