

Nowak, Grzegorz / Ciećko, Zdzisław

Ekologiczne zagrożenia emisjami z elektrowni i składowisk popiołu z węgla kamiennego

Zeszyty Naukowe Ostrołęckiego Towarzystwa Naukowego 6, 137-150

1992

Artykuł został zdigitalizowany i opracowany do udostępnienia w internecie przez Muzeum Historii Polski w ramach prac podejmowanych na rzecz zapewnienia otwartego, powszechnego i trwałego dostępu do polskiego dorobku naukowego i kulturalnego. Artykuł jest umieszczony w kolekcji cyfrowej bazhum.muzhp.pl, gromadzącej zawartość polskich czasopism humanistycznych i społecznych oraz w kolekcji mazowieckich czasopism regionalnych mazowsze.hist.pl.

Tekst jest udostępniony do wykorzystania w ramach dozwolonego użytku.

EKOLOGICZNE ZAGROŻENIA EMISJAMI Z ELEKTROWNI I SKŁADOWISK POPIOŁU Z WĘGLA KAMIENNEGO

Jak wykazują prognozy w ostatnich 10 latach naszego stulecia spodziewany jest niemal 2-krotny wzrost zużycia energii. Tak duże zapotrzebowanie na nią może być pokryte między innymi przez dalszy wzrost spalania węgla kamiennego, którego udział w światowym bilansie roku 2000 ocenia się na ok. 30%.

Jest to efektem coraz silniej zaznaczającego się trendu „powrotu” do paliwa węglowego, a odrzucania bazowania na energii jądrowej (6, 7). Przyczyniła się niewątpliwie do tego awaria elektrowni atomowej w Czarnobylu, jak również ujawnienie w innych miejscach mniejszych tego typu przypadków. Spośród krajów europejskich między innymi Polska i Włochy zdecydowanie zrezygnowały z budowy elektrowni jądrowych, a przyjęły alternatywę spalania do celów energetycznych węgla, zwłaszcza kamiennego. Wiąże się to z pilnym i wciąż nierozwiązanym problemem szybkiego i efektywnego unieszkodliwienia bądź utylizacji powstających i gromadzonych na wysypiskach popiołów. Nierozwiązane jak dotąd pozostaje również zagadnienie całkowitego zlikwidowania szkodliwych dla naturalnego środowiska bezpośrednich emisji z elektrowni.

Opalane węglem kamiennym elektrownie, elektrociepłownie czy ciepłownie oddziałują na atmosferę, hydrosferę i litosferę. Model tego procesu dość sugestywnie przedstawił Hycnar (7), (rys. 1). Materialne oddziaływanie tych obiektów przemysłowych związane jest nie tylko z problemem paliwa, wody, powietrza itd. oraz wyrzutem spalin gazowych czy stałych produktów spalania lecz także ze zmianą krajobrazu. Oddziaływanie energetyczne polega na emisji do środowiska energii cieplnej, wytwarzaniu pola elektromagnetycznego, drgań itd.

Z pracą elektrowni węglowych obok produkcji energii elektrycznej i ciepłej wiąże się wiele czynników ujemnie oddziałujących na środowisko. Należą do nich zmiany niektórych elementów krajobrazu środowiska przyrodniczego, mikroklimatu a przede wszystkim zanieczyszczenie atmosfery, wód i gruntów.

Największym zagrożeniem dla środowiska według Hycnera (7) są produkty spalania węgla, a przede wszystkim spalinę zawierające siarki, węgla i azotu oraz aerosole glinokrzemianów, tlenków metali (w tym radioaktywnych) oraz wyższych węglowodorów aromatycznych (tab. 1). Bogactwo składu spalin jest dlatego tak duże gdyż w węglach występują połączenia ok. 80 pierwiastków. W czasie spalania dochodzi ponadto do wzbogacenia popiołów lotnych i spalin związkami takich pierwiastków jak: siarka, cynk, arsen, chrom, miedź, kadm, wanad, mangan, selen, german i gal.

Organiczne połączenia siarki i piryty zawarte w węglu ulegają w procesie spalania utlenianiu, tworząc głównie SO_2 oraz w małych ilościach SO_3 . Ujemne oddziaływanie na środowisko tych związków jest znane od wielu lat i udokumentowane konkretnymi zniszczeniami. W USA straty wywołane przez SO_2 oceniano na 0,6 centa w przeliczeniu na każdą 1 kWh wyprodukowanej energii. Analiza obowiązujących w Polsce najwyższych dopuszczalnych stężeń SO_2 wskazuje, że dotrzymanie ustalonych norm i międzynarodowych postanowień będzie możliwe tylko po wprowadzeniu technologii odsiarczania węgla i spalin. Ograniczenie emisji lotnych związków siarki, pochodzących głównie z procesów spalania obrazują dane statystyczne USA. W roku 1970 wprowadzono do atmosfery ok. 62 mln ton SO_2 (w USA 28 mln ton), zgodnie z amerykańskimi prognozami roczna emisja tlenków siarki w latach 2000–2050 wyniesie już 150–180 mln ton (w USA ok. 34 mln ton). Oznacza to, że w latach 1970–2050 do atmosfery naszej planety wprowadzi się 5,2–10 mld ton SO_2 .

Drugim ważnym czynnikiem zanieczyszczającym atmosferę są powstające w procesie spalania paliw tlenki azotu. Nasilenie ich emisji zależy głównie od temperatury spalania węgla, szybkości schładzania spalin, konstrukcji komory paleniskowej i rodzaju paliwa. Zazwyczaj NO stanowi 98–99%, a NO_2 1–2% zawartości NO_x w spalinach (rys. 2). Największym źródłem tlenków azotu jest proces spalania węgla kamiennego w kotłach cyklonowych (1200–2800 mg NO_2/m^3) i granulacyjnych (100–2000 mg NO_2/m^3). Konieczność ograniczenia emisji tych związków wynika z ich silnego toksycznego działania oraz agresywności chemicznej na organizmy żywe. Przenikające do atmosfery tlenki azotu podlegają dalszym przemianom, powodującym tworzenie kwasu azotowego, który obok siarkowego stanowi główny składnik zanieczyszczenia opadów („kwaśne deszcze” i mgły).

W ostatnich latach w atmosferze gwałtownie wzrasta ilość CO_2 , powstającego przeważnie w czasie spalania węgla. Istnieją obawy, że pod koniec wieku zapotrzebowanie energetyki na tlen przewyższy wydajność procesów fotosyntezy. Tylko w latach 1960–1980 stężenie CO_2 w powietrzu wzrosło z 316 do 340 ppm. Istnieją obawy, że dalszy wzrost ilości CO_2 w atmosferze spowoduje wzrost średniej temperatury powietrza.

Mniejsze znaczenie ekologiczne jak dotąd posiadają występujące w węglu związki fluoru i chloru. Przedostają się one w czasie spalania do atmosfery w postaci fluoro- i chlorowodoru. Ze względu jednak na masowe spalanie węgla powinny być one ujęte w bilansie składników toksycznych.

Emisja aerozoli glinokrzemianów, tlenków metali jak również pyłów o różnych wielkości ziarn do atmosfery następować może zarówno bezpośrednio z elektrowni jak i z gromadzonych na hałdach popiołów (10, 14, 15). Dzięki zastąpieniu w ostatnich dwudziestu latach opylaczy cyklonowych wysoko sprawnymi elektrofiltrami zwiększono stopień usuwania pyłów ze spalin z 70 do 97–99,5% (tab. 1). Spowodowało to także zmiany składu granulometrycznego popiołów. Zawierają one 2-krotnie więcej ziarn o średnicy poniżej 10 μm . Zmniejszyło to zanieczyszczenie atmosfery jednak nie rozwiązywało problemu ewentualnej toksyczności emitowanych popiołów lotnych.

W procesie spalania węgla dochodzi do wzbogacenia najdrobniejszych cząstek popiołów lotnymi związkami, które uwalniając się ulegają kondensacji i adsorpcji po wyprowadzeniu ich z kotłowni. W tych warunkach cząstki najmniejsze będą najbogatsze przede wszystkim w cynk, arsen, chrom, miedź, kadm, mangan i selen. Do podwójnych wzbogaceń może również dochodzić w przypadku radionuklidów. Dla przeciwdziałania

zagrożeniu środowiska przez składniki toksyczne i radioaktywne buduje się coraz wyższe kominy zapewniając w ten sposób znaczne rozcieńczenie zanieczyszczeń opadających na powierzchnię gleby.

Jak wykazały badania prowadzone w krajach wysokorozwiniętych, elektrownie emitują znaczne ilości toksycznych pierwiastków do środowiska, powodując nimi zanieczyszczenie nie tylko gleb ale i skażenie roślin (5–7, 10–12, 15, 18, 19). Rozwiązania tych problemów należy szukać w ulepszeniu systemów odpylania spalin oraz stosowaniu mokrych metod ich odsiarczania.

Emisje pyłów ze składowisk popiołów uzależnione są głównie od sposobu przenoszenia tych odpadów na hałdy. Transport hydrauliczny jak również wzmocnienie wysypisk przez obsiewanie ich roślinami w znacznym stopniu ogranicza ten niekorzystny dla środowiska naturalnego proces.

W okresach bezdeszczowych wierzchnia warstwa niezabezpieczonych składowisk wysycha i pod wpływem ruchów powietrza może powodować wtórne pylenie. Stosunkowo nieliczne badania prowadzone w krajach wysokorozwiniętych na zwierzętach i ludziach wykazały możliwość występowania efektów toksycznych pod wpływem tych pyłów. Dotyczyły one obok bezpośredniego oddziaływania na te organizmy (retencja pierwiastkowa) także możliwości potencjalnych zaburzeń podstawowych procesów biochemicznych w tkankach, w tym kancerogenności i mutageniczności popiołów. Obserwacje te nie dotyczyły na ogół zagospodarowanych i zabezpieczonych na wysypiskach popiołów (5, 6, 19).

W czasie obfitych opadów atmosferycznych wody przenikają przez wierzchnią nie zagęszczoną często warstwę (zwłaszcza na hałdach z mechanicznym transportem popiołu). Część z nich wsiąka w głąb hałdy i infiltruje do wód gruntowych. Pewne ilości wody mogą spływać po skarpach na tereny sąsiadujące i tą drogą także przenikać do wód gruntowych.

Jak wykazały badania przeprowadzone przez Biernacką i wsp. (3) składowisko popiołów elektrociepłowni OZOS w Olsztynie ujemnie oddziaływało na stan czystości wód gruntowych. Działo się to głównie na skutek silnie alkalicznego odczynu ($\text{pH} > 12-13$) spływających wód, wysokiej ich twardości, dużej ilości siarczanów i innych łatwo rozpuszczalnych połączeń. Szczególnie negatywny wpływ hałdy ujawnił się na wody gruntowe „płytkie” położone bezpośrednio pod nią lub nieznacznie oddalonych.

Kuziemska i wsp. (11) oceniając oddziaływanie składowiska odpadów paleniskowych z elektrociepłowni w Gdańsku stwierdziła, że z ogólnej ilości substancji wymywalnych co najwyżej 30% przechodzi do wód nadosadowych. Pozostała ilość nagromadzona w składowisku może przenikać do wód gruntowych. Autorzy opracowania szacują, że w ciągu roku wskutek filtracji, przez dno składowiska może przenikać do wód gruntowych ok. 190 ton metali ciężkich.

Zarówno rodzaj składowiska jak i technologia składowania odpadów mogą w istotny sposób decydować o ograniczeniu ilości zanieczyszczeń przedostających się do środowiska wodnego (1). Lokalizowanie składowisk suchych nadpoziomowych na terenach gdzie woda gruntowa występuje na głębokości większej niż miąższość strefy wzniosu kapilarnego jest zdecydowanie bezpieczniejsze w porównaniu z zakładaniem ich w wyrobiskach po eksploatacji piasku i żwiru.

Poniżej autorzy artykułu podają wyniki badań charakteryzujące wpływ emisji pyłów ze składowiska popiołów w Łęgu (Ostrołęka) na skażenie gleby i roślin metalami ciężkimi. Analizowano cztery pierwiastki – kadm (Cd), ołów (Pb), Nikiel (Ni) i chrom (Cr). Badania wykonano na zlecenie Zespołu Elektrowni „Ostrołęka” w roku 1991.

Charakterystyka obiektów i metody badań

Badania nad wpływem emisji pyłów ze składowiska popiołu i żużla z węgla kamiennego „Łęg” obejmowały dwa obiekty (rys. 3). Pierwszym z nich (A) był teren o pow. ok. 10 ha zawarty pomiędzy końcowym odcinkiem ul. Sowińskiego a Narwią, położony w kierunku południowym od wysypiska „Łęg”.

Drugim obiektem (B) był teren Łęgu Przedmiejskiego o pow. również ok. 10 ha zlokalizowany w bezpośrednim sąsiedztwie (kierunek północny), na przedpolu obwałowań wysypiska „Łęg”.

Teren obiektu A (6 sektorów) stanowił użytki zielone użytkowane jako łąka i pastwisko. W przypadku sektorów 1, 2, 5 i 6 występowała gleba piaszczysta, a w sektorach 3 i 4 – torf.

Teren obiektu B w przeważającej części był zadarniony i użytkowany jako pastwisko (na glebie piaszczystej). Podzielono go na 6 sektorów (7–12) zgodnie ze schematem naniesionym na planie sytuacyjnym.

Udostępnione dane ze Stacji Meteorologicznej w Ostrołęce świadczą, że obiekt A poddany jest działaniu wiatrów dolnych ($h_a = 13$ m) w przedziale 8,6–12,2%, zaś obiekt B odpowiednio 5,5–7,0%.

Wyniki pomiaru pyłów: zawieszonego i opadniętego wykonane przez OKŚ w Ostrołęce, dotyczące obiektu A wskazują na występujące tam okresowo dość znaczne zapylenie. Brak jest natomiast analogicznych danych na temat zapylenia. Brak jest natomiast analogicznych danych na temat zapylenia obiektu B.

Próby gleb i roślin z obiektów A i B pobrano 30 sierpnia 1991 roku zgodnie z obowiązującą normą w Stacjach Chemiczno-Rolniczych. W tym celu wykonano w każdym sektorze 10 nakłuć łaską Egnera. W miejscu nakłucia gleby pobierano jednocześnie wrywkowe próby roślin. Próby indywidualne gleby i roślin na każdym sektorze łączono w próby zbiorcze. Rośliny i glebę suszono w suszarce z przepływem powietrza, a następnie rozdrabniano. Glebę ponadto przesiano przez sito o średnicy oczek $\phi = 1$ mm. Próby popiołu z węgla kamiennego pobrano wrywkowo z wierzchniej przesuszonej (pyłacej) warstwy składowiska „Łęg”. W celu oznaczenia całkowitej ilości kadmu, niklu i chromu próby roślin, gleb oraz popiołu mineralizowano na gorąco w mieszaninie stężonych kwasów azotowego, nadchlorowego i siarkowego w stosunku objętościowym 20:5:1. Do oznaczenia zawartości ołowiu mieszanina do spalań nie zawierała kwasu siarkowego. Oznaczenia stężeń Cd, Pb, Ni oraz Cr w roztworach po spaleniu wykonano metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej za pomocą spektrometru ASA firmy Perkin-Elmer.

Omówienie i dyskusja wyników

W ocenie możliwości toksycznego działania pyłów ze składowiska popiołu „Łęg” oparto się na analizie stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin najbardziej toksycznymi metalami ciężkimi: kadmem, ołowiem, niklem i chromem. Pierwiastki te wśród grupy metali ciężkich mogą występować w popiołach z węgla kamiennego w znacznych ilościach. Znalazło to potwierdzenie w cytowanych (tab. 2) publikacjach naukowych, zawierających dane krajowe jak również zagraniczne państw importerów polskiego węgla. Wyniki analiz popiołów pochodzących z węgli amerykańskich wykazują podobne wahania.

Zawartość badanych metali ciężkich w próbach popiołu pobranych ze składowiska „Łęg” zamyka się w zakresie ekstremalnego minimum w przypadku kadmu i ołowiu, a w przedziale pomiędzy ekstremalnym minimum, a minimum średnim w przypadku niklu i chromu w porównaniu z danymi literatury (tab. 3).

Tak niska zawartość tych pierwiastków nasuwa przypuszczenie, że zostają one wypłukane w czasie hydraulicznego transportu popiołu z elektrowni na składowisko. O możliwości wyekstrahowania ich dowodzą załączone wyniki analiz prób pobranych bezpośrednio z elektrofiltrów (5, 6, 12, 19).

Zawartość metali ciężkich w glebach i roślinach badanych obiektów podano w tab. 4–7. Z tego względu że do tej pory nie opracowano zalegalizowanych norm wyceny dopuszczalnych stężeń tych pierwiastków w glebach i roślinach autorzy niniejszego artykułu posłużą się danymi cytowanymi w literaturze naukowej, krajowej i obcojęzycznej. Liczby graniczne opracowane przez autorów z krajów EWG są w tym zakresie na ogół ostrzejsze w porównaniu z krajowymi. Zestawiono je w tab. 4–6. Tabela 4 obejmuje przedziały stężeń metali ciężkich najczęściej spotykane w glebach i roślinach siedlisk ekologicznych nieskażonych. W tabeli 5 natomiast podano granice dopuszczalnych koncentracji metali ciężkich w roślinach przeznaczonych do wykorzystania na paszę dla zwierząt.

Zawartość metali ciężkich w glebach i roślinach obiektu A

Zawartość metali ciężkich w glebach obiektu A kształtowała się na niskim poziomie (tab. 7). Ilość kadmu wahała się w granicach $0,07-0,18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $0,11$), ołowiu $1,88-33,00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $12,07$), niklu $0,77-2,06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $1,30$), a chromu $3,42-9,26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $6,61$). Zaznaczyła się przy tym tendencja do nieco silniejszej akumulacji tych metali w sektorach centralnych obiektu, na glebie torfowej. Związane jest to prawdopodobnie ze znanymi w literaturze silniejszymi zdolnościami sorbcyjnymi masy organicznej gleb. Stwierdzono ponadto, że gleba sektorów przylegających do Narwi (1 i 2) zawierała mniejszą koncentrację metali ciężkich, w porównaniu z sektorami położonymi dalej (5 i 6). Być może drzewostan porastający brzeg Narwi w pewnym stopniu ograniczał osadzanie pyłów w sektorze 1 i 2.

Należy jednak stwierdzić, że stężenie metali ciężkich w glebach obiektu A, niezależnie od zauważonych wahań okazało się niewielkie, gdyż mieściło się ono przeważnie w dalszych granicach zakresów typowych dla gleb nieskażonych (tab. 4 i 6).

Taki stan poziomu pierwiastków toksycznych w glebach nie spowodował znaczącej ich akumulacji w roślinach (tab. 8).

Ilość kadmu wahała się w granicach $0,04-0,08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $0,06$), ołowiu $1,09-1,41 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $1,20$), niklu $0,66-2,05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $1,14$), a chromu $0,29-0,81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $0,46$).

Nieco zwiększona absorpcja metali ciężkich w glebie torfowej (sektor 2 i 3) spowodowała niewielkie podwyższenie ich koncentracji w roślinach. Tylko w jednym przypadku (sektor 4) stwierdzono tendencję do nagromadzenia chromu. Była ona jednak znacznie niższa od dopuszczalnej granicy (tab. 5).

Poza tym jednym przypadkiem zawartości badanych pierwiastków mieściły się w dolnych zakresach charakterystycznych dla roślin w normalnych warunkach (tab. 4).

Zawartość metali ciężkich w glebach i roślinach obiektu B

Koncentracja metali ciężkich w glebach obiektu B była bardziej wyrównana i na ogół niższa w porównaniu z obiektem A (tab. 9).

Stężenie kadmu kształtowało się w granicach $0,10-0,16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $0,12$), ołowiu odpowiednio $0,59-2,01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $1,10$), niklu $0,35-0,52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $0,43$), a chromu $1,83-3,54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $2,83$). Wszystkie wartości mieszczą się na ogół w dolnych zakresach uznanych za typowe dla gleb nieskażonych (tab. 4-6).

Zawartości metali ciężkich w roślinach obiektu B przedstawia tab. 10. Są one na ogół nieco niższe w porównaniu do obserwowanych na obiekcie A.

Koncentracja kadmu wahała się w przedziale $0,06-0,11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $0,08$), ołowiu $1,40-3,73 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $2,40$), niklu $1,51-7,07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $3,15$), a chromu $0,26-0,55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (średnio $0,38$). Nie stwierdzono większych różnic w składzie chemicznym roślin pomiędzy badanymi sektorami. Na podstawie danych tab. 4 należy uznać, że stężenia metali ciężkich świadczą o niewielkim zanieczyszczeniu środowiska gdyż kształtują się one na poziomie warunków normalnych.

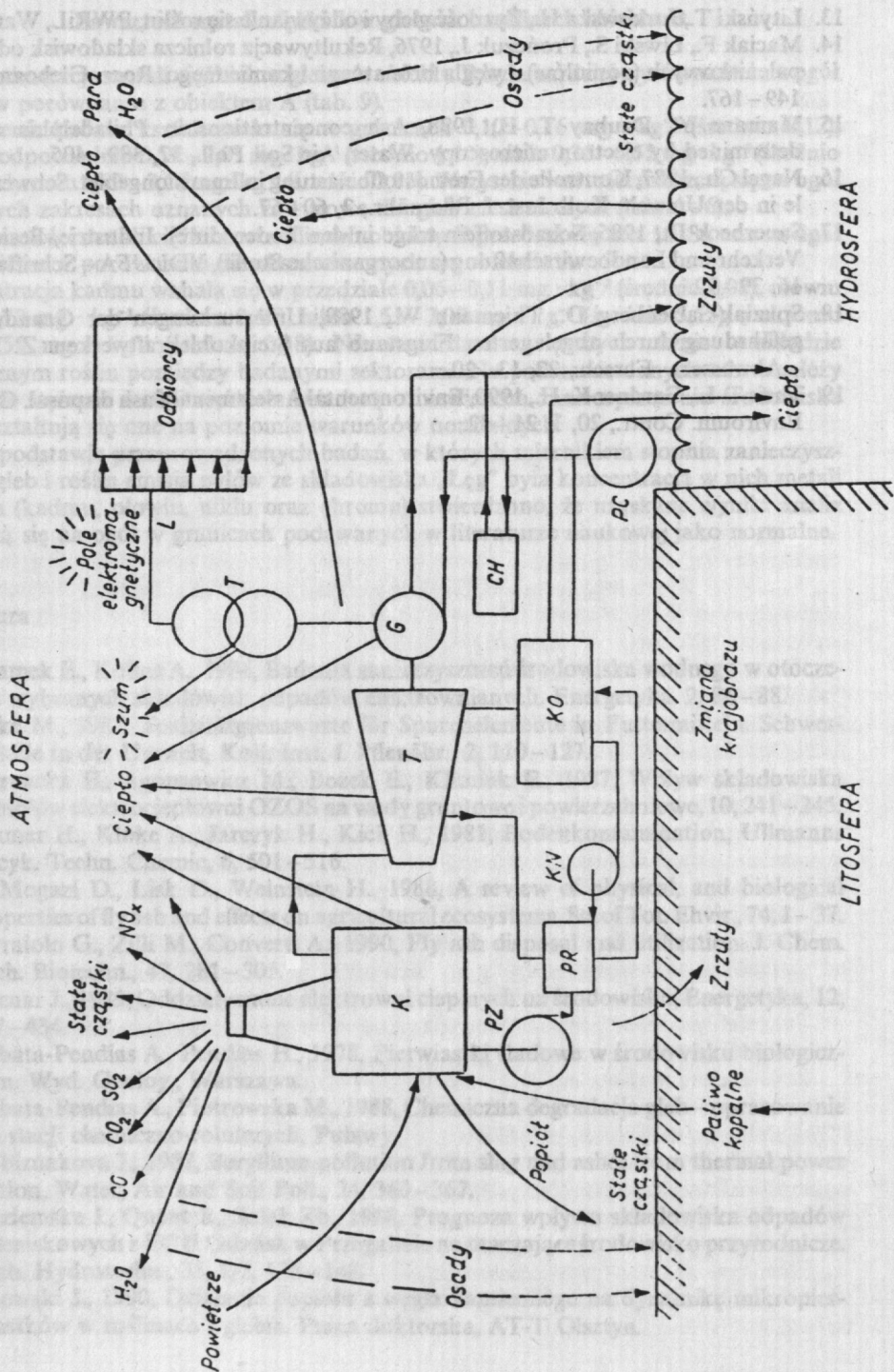
Na podstawie przeprowadzonych badań, w których miernikiem stopnia zanieczyszczenia gleb i roślin emisją pyłów ze składowiska „Łęg” była koncentracja w nich metali ciężkich (kadmu, ołowiu, niklu oraz chromu) stwierdzono, że uzyskane wyniki analiz mieszczą się na ogół w granicach podawanych w literaturze naukowej jako normalne.

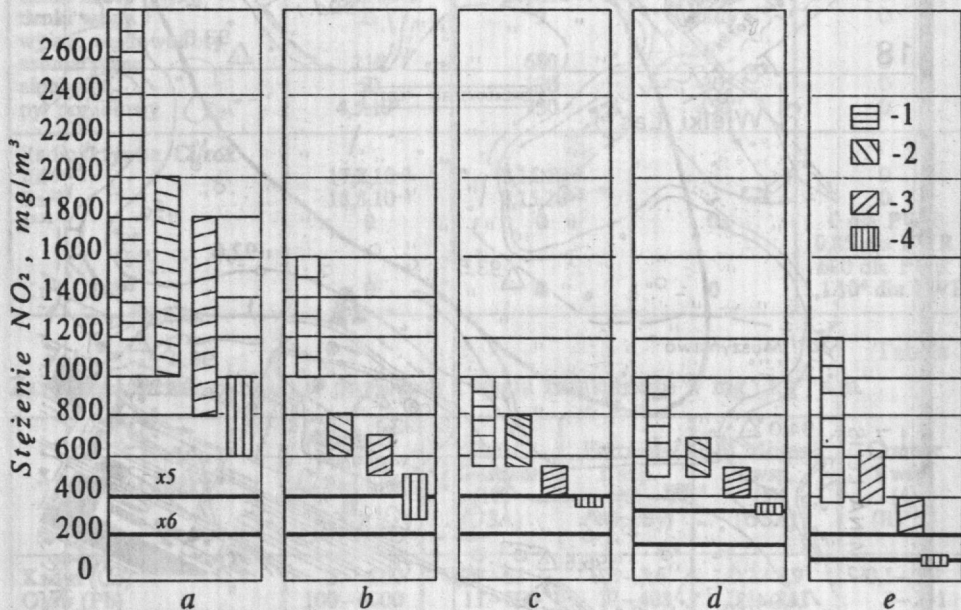
Literatura

1. Adamek E., Kobus A., 1984, Badania zanieczyszczeń środowiska wodnego w otoczeniu wybranych składowisk odpadów elektrotermicznych. *Energetyka*, 2, 86-88.
2. Anke M., 1987, Toxizitätsgrenzwerte für Spurenelemente in Futtermitteln. *Schwermetalle in der Umwelt, Koll. Inst. f. Pflanznähr.*, 2, 110-127.
3. Biernacka E., Agopsowicz M., Bożek E., Klimiuk E., 1987, Wpływ składowiska popiołów elektrociepłowni OZOS na wody gruntowe i powierzchniowe, 10, 241-245.
4. Cramer H., Kloke A., Jarczyk H., Kick H., 1981, Bodenkontamination, *Ullmanns Encyk. Techn. Chemic*, 6, 501-516.
5. El Mogazi D., Lisk D., Weinstein H., 1988, A review of physical, and biological properties of fly ash and effects on agricultural ecosystems. *Sci of Tot. Ehir.*, 74, 1-37.
6. Ferraiolo G., Zilli M., Converti A., 1990, Fly ash disposal and utilization. *J. Chem. Tech. Biotechn.*, 47, 281-305.
7. Hycnar J., 1989, Oddziaływanie elektrowni ciepłych na środowisko, *Energetyka*, 12, 427-434.
8. Kabata-Pendias A., Pendias H., 1978, Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym. *Wyd. Geolog.*, Warszawa.
9. Kabata-Pendias A., Piotrowska M., 1988, Chemiczna degradacja gleb - opracowanie dla stacji chemiczno-rolniczych, Puławy.
10. Kubiznakova J., 1987, Beryllium pollution from slag and ashes from thermal power station, *Water, Air and Soil Poll.*, 34, 363-367.
11. Kuziemska I., Quant B., Sulek Zb., 1988, Prognoza wpływu składowiska odpadów paleniskowych z EC II Gdańsk w Przegalinie na otaczające środowisko przyrodnicze. *Arch. Hydrotechn.*, 35, 1/2, 135-148.
12. Lisowski J., 1990, Działanie popiołu z węgla kamiennego na dynamikę mikropierwiastków w roślinach i glebie. *Praca doktorska, AT-T Olsztyn.*

Rys. 1. Model oddziaływania elektrowni cieplnej na środowisko

K - kocioł, T - turbina, PZ - pompa zasilająca, PR - podgrzewacz regeneracyjny, KN - pompa kondensatu, G - generator, CH - chłodnica oleju, KO - kondensator, PC - pompa cyrkulacyjna, L - linia zasilająca wg Hycnara [7]

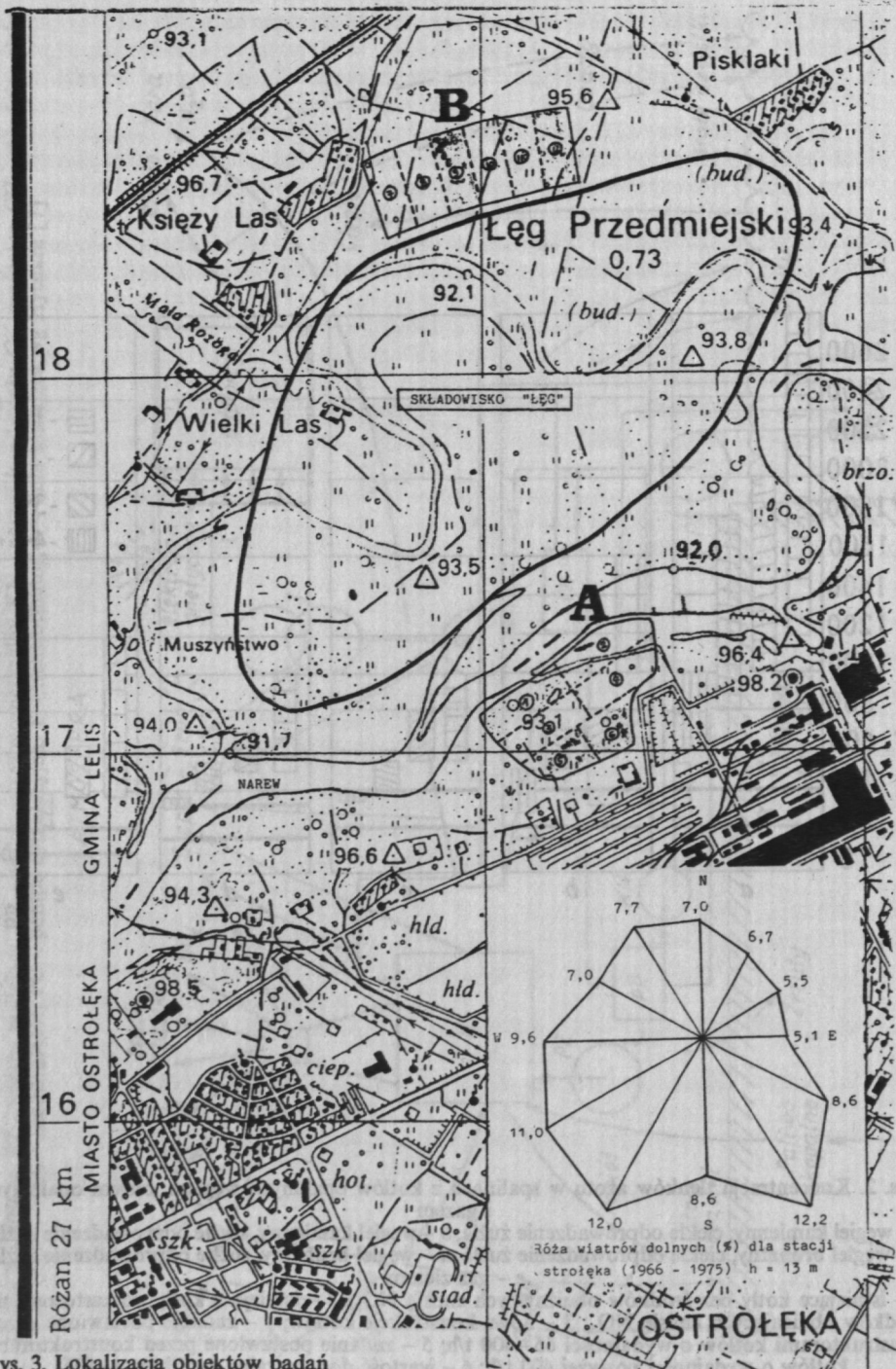




Rys. 2. Koncentracja tlenków azotu w spalinach z kotłów opalanych węglem, olejem opalowym i gazem

a – węgiel kamienny, ciekłe odprowadzenie żużla, b – węgiel kamienny, suche odprowadzenie żużla, c – węgiel brunatny, ciekłe odprowadzenie żużla, d – węgiel brunatny, suche odprowadzenie żużla, e – gaz ziemny

1 – istniejące kotły bez środków obniżających emisję NO_x ; 2 – istniejące kotły po zastosowaniu środków obniżających emisję NO_x ; 3 – nowe konstrukcje kotłów; 4 – zadanie postawione przed konstruktorami kotłów o wydajności 65–400 t/h; 5 – zadanie postawione przed konstruktorami kotłów o wydajności powyżej 400 t/h; 6 – wartość dopuszczalna wg Hycnara [7]



Rys. 3. Lokalizacja obiektów badań

Tabela 1

Roczna emisja zanieczyszczeń emitowanych przez elektrownie 1000 MW na paliwo organiczne i nieorganiczne cyt. wg Hyncara [7]

Zanieczyszczenia	Elektrownie na paliwo organiczne			Elektrownie atomowe
	węgiel $2,3 \cdot 10^6 \text{ g/rok}$	olej opałowy $1,57 \cdot 10^6 \text{ M g/rok}$	gaz $1,9 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{rok}$	
Nieradioaktywne, Mg/rok				
tlenki siarki	$138 \cdot 10^3$	$98 \cdot 10^3$	13,6	0
tlenki azotu (NO_2)	$20,9 \cdot 10^3$	$21,8 \cdot 10^3$	$12,2 \cdot 10^3$	0
tlenki węgla	21	9	ślady	0
wyższe węglowodory aromatyczne	210	680	—	0
aldehydy	50	120	30	0
pył popiołowy	$4,5 \cdot 10^3$	730	450	0
Radioaktywne, Ci/rok				
Ra^{226}	$17,2 \cdot 10^{-3}$	$0,15 \cdot 10^{-3}$	—	0
Ra^{228}	$18,8 \cdot 10^{-3}$	$0,15 \cdot 10^{-3}$	—	0
J^{131}	0	0	0	0 dla PWR 0,85 dla BWR 600 dla PWR $1,1 \cdot 10^6$ dla BWR
Kr^{85} i Xe^{133}	0	0	0	

Tabela 2

Zawartość metali ciężkich w popiołach z węgla kamiennego w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Metal ciężki	Kabata-Pendias i Pendias (8) (Polska)	Theis i Gardner (19) (USA)	Ferraiolo i wsp. (6) (Włochy)	El Mogazi i wsp. (5) (USA)	Cramer i wsp. (4) (RFN)
Kadm (Cd)	2–100	0,29–51	0,3–7,6	0,2–3,9	0,1–3,9
Ołów (Pb)	100–4000	11–800	17–408	31–241	3–241
Nikiel (Ni)	10–1000	1,8–13	60–150	1,8–15	2–115
Chrom (Cr)	50–800	15–900	10–188	43–259	43–259

Tabela 3

Wycena zawartości metali ciężkich w popiołach z węgla kamiennego (elektrofiltry oraz składowisko „Łęg”) na tle danych literatury (ekstremalne i średnie) w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Metal ciężki	Zesp. Elektr. „Ostrołęka” popiół pobrany z:		Wahania zawartości wg danych literatury	
	* elektrofiltrów	** składowiska Łęg	ekstremalne	średnie
Kadm	0,25	0,11	0,1–100	0,6–33,3
Ołów	17,30	0,61	3–4000	32,4–1138
Nikiel	37,80	8,49	1,8–1000	15,1–258,6
Chrom	144,20	14,79	10–900	32,2–481,2

* – wg Lisowakiego (12)

** – próby pobrane przez autorów sprawozdania

Tabela 4

Zawartość metali ciężkich w glebach i roślinach w normalnych warunkach w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Metal ciężki	Gleby		Rośliny	
	Lityński i Jurkowska (13)	Cramer i wsp. (4)	Kobata-Pendias i Pendias (8)	Sauerbeck, Kloke i wsp. (17)
Kadm	1	0,01–1	0,05–0,2	< 0,1–1
Ołów	2–200	0,1–20	5	1–5
Nikiel	10–40	2–50	3	0,1–5
Chrom	20–100	2–50	0,1–0,5	< 0,1–1

Tabela 5

Liczby graniczne dopuszczalnej zawartości metali ciężkich w paszy w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Metal ciężki	Anke (2)	Kant i Peklo za (16)	Underwood za (2)	Sauerbeck (17)
Kadm	1	0,2	> 0,5–1	0,5–1
Ołów	25	10	> 10–30	10–30
Nikiel	100	50	< 50–60	50–60
Chrom	20	brak danych	< 10–50	50–3000

Tabela 6

Dopuszczalna ogólna zawartość ołowiu, niklu i kadmu w wierzchniej warstwie gleb w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. wg Kabata-Pendias, Piotrowska (9)

Pierwiastek	pH gleby	Klasa zanieczyszczenia gleb				
		I gleby niezanieczyszczone	II gleby zanieczyszczone	III gleby średniozanieczyszczone	IV gleby znacznie zanieczyszczone	V gleby bardzo zanieczyszczone
Ołów (Pb)	< 4,5	30	70	100	500	> 500
	4,5–6,5	70	100	250	1000	> 1000
	> 6,5	100	200	400	2000	> 2000
Nikiel (Ni)	< 4,5	20	30	50	75	> 75
	4,5–6,5	30	50	75	100	> 100
	> 6,5	50	75	100	200	> 200
Kadm (Cd)	< 4,5	0,30	0,75	1,50	2,00	> 2,00
	4,5–6,5	0,50	1,00	2,00	3,00	> 3,00
	> 6,5	0,75	1,50	3,00	5,00	> 5,00

Tabela 7

Zawartość metali ciężkich w glebie obiektu A w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Nr próby sektora	Gleba	Kadm	Ołów	Nikiel	Chrom
		$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$			
1	Piaszczysta	0,97	1,98	0,77	3,42
2	Piaszczysta	0,07	1,88	0,86	5,74
3	Torfowa	0,13	8,78	1,88	8,31
4	Torfowa	0,11	33,00	2,06	8,67
5	Piaszczysta	0,18	24,00	1,43	9,26
6	Piaszczysta	0,07	2,82	0,81	4,25
	Średnio	0,11	12,07	1,30	6,61

Tabela 8

Zawartość metali ciężkich w roślinach obiektu A w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Nr próby (sektora)	Kadm	Ołów	Nikiel	Chrom
	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.			
1	0,04	1,39	1,15	0,36
2	0,08	1,04	0,86	0,37
3	0,06	1,41	1,27	0,52
4	0,07	0,69	2,05	0,81
5	0,04	1,09	0,66	0,40
6	0,04	1,60	0,85	0,29
średnio	0,06	1,20	1,14	0,46

Tabela 9

Zawartość metali ciężkich w glebie obiektu B w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Nr próby (sektora)	Kadm	Ołów	Nikiel	Chrom
	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.			
7	0,10	2,01	0,52	2,92
8	0,12	1,20	0,41	2,79
9	0,16	0,80	0,52	3,54
10	0,11	1,03	0,37	2,93
11	0,10	0,59	0,43	2,98
12	0,13	0,94	0,35	1,83
średnio	0,12	1,10	0,43	2,83

Zawartość metali ciężkich w roślinach obiektu B w $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.

Nr próby (sektora)	Kadm	Ołów	Nikiel	Chrom
	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.			
7	0,07	1,40	1,53	0,31
8	0,06	1,60	7,07	0,26
9	0,07	1,59	3,79	0,55
10	0,08	2,80	1,89	0,34
11	0,11	3,73	1,51	0,46
12	0,10	3,29	3,09	0,38
średnio	0,08	2,40	3,15	0,38

Nr próby (sektora)	Kadm	Ołów	Nikiel	Chrom
	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.			
1	0,06	1,40	1,53	0,31
2	0,06	1,60	7,07	0,26
3	0,07	1,59	3,79	0,55
4	0,08	2,80	1,89	0,34
5	0,11	3,73	1,51	0,46
6	0,10	3,29	3,09	0,38
średnio	0,08	2,40	3,15	0,38

Nr próby (sektora)	Kadm	Ołów	Nikiel	Chrom
	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.			
1	0,06	1,40	1,53	0,31
2	0,06	1,60	7,07	0,26
3	0,07	1,59	3,79	0,55
4	0,08	2,80	1,89	0,34
5	0,11	3,73	1,51	0,46
6	0,10	3,29	3,09	0,38
średnio	0,08	2,40	3,15	0,38