

JANUSZ MIROŚLAWSKI, MARTA CYGANEK,
BARBARA CZOMPERLIK, ALEKSANDRA SZYWAŁA,
JERZY KWAPULIŃSKI

Ocena emisjochłonnej funkcji lasu w aspekcie zagrożenia toksycznymi metalami ciężkimi

An Assessment of the Emission-Absorbing Function of Forest in the Context of Threat from the Side of Toxic Heavy Metals

Wstęp

W walce z zanieczyszczeniem powietrza lasy i tereny zadrzewione to dwa podstawowe elementy, stanowiące naturalną barierę dla przemieszczających się mas powietrza i czynnie zmniejszające stopień zanieczyszczeń przez rozrzedzanie i absorpcję pyłów i gazów.

Intoksykacja ekosystemu leśnego jest procesem bardzo złożonym. Zależy od wielu czynników, a mianowicie od składu gatunkowego i wieku drzewostanu, stanu zdrowotnego drzew, składu zanieczyszczeń i ich stężeń. Zbyt duża koncentracja pyłów w powietrzu powoduje zmniejszenie właściwości emisjochłonnej lasu przez nadmierne obciążenie baldachimu leśnego pyłem i zmniejszenie sił przyczepności. Ładunek metali podlegających dalszej migracji zależy od wielkości powierzchni zdolnej do zatrzymywania pyłów, wielkości i częstości opadów atmosferycznych, spłukujących uprzednio zdeponowany pył do gleby oraz do struktury powierzchni liści i igieł.

Stwierdzono gatunkową wrażliwość drzew na zanieczyszczenia. Bardziej odporne są lasy liściaste spełniające funkcję sezonowego filtra. Natomiast lasy iglaste, pełniące tę funkcję przez cały rok są bardziej wrażliwe a szczególnie jodła, świerk, sosna. Według Jacniackiego (1), 1 ha lasu świerkowego może pochwytać około 32 tony pyłu rocznie, 1 ha lasu sosnowego – 36 ton, a 1 ha lasu bukowego – aż 68 ton pyłu rocznie. Osiadający sukcesywnie pył drobnodispersyjny na powierzchni liści i igieł jest bogaty w toksyczne metale i ich związki.

Badania przeprowadzone przez Mayera (2) nad zjawiskiem osadzania się metali ciężkich wraz z pyłem, tzw. depozycja sucha oraz z opadem atmosferycznym, tzw. depo-

zycja mokra, udowodniły, że w koronie lasu gromadzi się ok. 80% badanych metali. 35% całkowitego opadu suchego zatrzymują buki, a 60% świerki. Las liściasty zatrzymuje ok. 55% całkowitego opadu suchego. Metale dostają się na powierzchnię liści w formie rozpuszczalnej i nierozpuszczalnej, przy czym mogą ulegać rozpuszczeniu i zaabsorbowaniu przez liście i igły. Szczególnie istotny jest udział form rozpuszczalnych z uwagi na fakt dalszego rozprzestrzeniania się metali do gleby i roślin. Wówczas ma miejsce wewnętrzna cyrkulacja metali w ekosystemie leśnym. Z punktu widzenia klinicznego, bardzo ważnym problemem jest duża dostępność toksycznych metali wchłanianych drogą oddechową podczas pobytu w lesie.

Cel i zakres badań

Celem badań była ocena stopnia intoksykacji powietrza metalami ciężkimi ekosystemów leśnych położonych w zasięgu emisji przemysłowej. Badaniami objęto obszary leśne Knurów, Nieborów, Orzesza i Bytomia. Zakres badań zrealizowanych w okresie 1989 – 1990 obejmował następujące zagadnienia:

- oznaczenie zawartości siedmiu metali ciężkich (Pb, Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Cd) w pyłe zawieszonym w powietrzu,
- określenie ładunku metali zgromadzonych na jednostkowej powierzchni liści z uwzględnieniem ich form występowania: rozpuszczalnej i nierozpuszczalnej,
- występowanie metali ciężkich w funkcji odległości w głąb lasu.

Metodyka poboru prób i ich preparatyka

Pył zawieszony

Pył zawieszony zbierano za pomocą aspiratora powietrza "Staplex" (USA) na sączi o ściśle określonej masie przez 30 minut przy średnim przepływie powietrza wynoszącym 22 m³/h. Pomiarów dokonano w bezpośrednim sąsiedztwie południowo-zachodniej ściany lasu w Knurówie na różnych wysokościach: 0 m; 1,5 m; 5 m przy jednakowych warunkach meteorologicznych (słonecznie, wiatr zmienny południowy i południowo-zachodni).

Sączi ze zdeponowanym na nich pyłem o ustalonej uprzednio masie i po spopieleniu w piecu muflowym w temp. 400°C, poddano następnie w ciągu 24 godz. mineralizacji na mokro, używając 10 ml 65% HNO₃. Całość odparowano do sucha na łaźni wodnej, po czym mineralizat zadano 10 ml 65% HNO₃ i przesączono do kolb miarowych na 25 ml, uzupełniając wodą redestylowaną do kreski.

Pył zdeponowany na powierzchni liści

Pył zdeponowany na powierzchni liści (20–30 sztuk) rosnących na wysokości 1,5–2 m splukiwano 100 ml wody redestylowanej. Otrzymaną próbkę sączono na sączkach z bibuły filtracyjnej typu Whatman 1 o znanej masie w celu oddzielenia frakcji pyłów nierozpuszczalnych w wodzie. Sączki filtracyjne po wysuszeniu w temp. 105°C oraz zważeniu w celu określenia masy nierozpuszczalnego w wodzie pyłu, spopieleno w piecu muflowym a następnie mineralizowano na mokro podobnie jak w przypadku prób pyłu

zawieszono. Całość przenoszono ilościowo do kolb miarowych na 50 ml i uzupełniono wodą redestylowaną do kreski.

Masę pyłu rozpuszczalnego w wodzie określono przez zważenie osadu pozostałego po odparowaniu do sucha (w temp. 105°C) przesączu w uprzednio zważonym krystalizatorze. Osad ponownie rozpuszczono w 0,5 ml 65% HNO₃ i przeniesiono ilościowo do kolb miarowych na 25 ml uzupełniając wodę redestylowaną do kreski.

Metodyka oznaczeń metali

Stężenie metali we wszystkich próbach oznaczono metodą absorpcyjnej spektrofotometrii atomowej na Laboratory Model III prod. USA według fabrycznej instrukcji obsługi.

Wyniki badań

Analiza pyłu zawieszono dostarczyła następujących danych:

- masa pyłu zawieszono waha się w granicach 0,0015 – 0,002 g,
- średni ładunek wybranych metali w jednostkowej objętości powietrza wynosi dla: Pb – 0,158 μgm^{-3} ; Fe – 1,875 μgm^{-3} ; Mn – 0,11 μgm^{-3} ; Ni – 0,151 μgm^{-3} ; Zn – 0,49 μgm^{-3} ; Cu – 0,81 μgm^{-3} ; Cd – 0,0064 μgm^{-3} ,
- zawartość badanych metali w pyle zawieszono zmienia się w zależności od wysokości poboru i tak na poziomie 2,5 m zawartości Pb, Fe, Mn, Ni i Zn jest największa, Cd na poziomie 5 m a Cu na poziomie 1,5 m,
- zakres zawartości badanych metali w pyle zawieszono przedstawia się następująco:

Ołów: 940,0	13866,67 $\mu\text{g/g}$ pyłu
Żelazo: 12680,0	158466,67 jw.
Mangan: 166,67	11533,33 jw.
Nikiel: 525,0	13666,67 jw.
Cynk: 3345,0	41566,67 jw.
Miedź: 7207,5	54433,33 jw.
Kadm: 40,0	600,0 jw.

Z kolei interesujące było ustalenie zawartości poszczególnych metali w pyle zdeponowanym na powierzchni liści w zależności od form występowania. Średnie wartości ładunków wybranych metali na jednostkowej powierzchni liści w $\mu\text{g}\times\text{m}^{-2}$ z uwzględnie-

TABELA 1
Średnie wartości ładunków form rozpuszczalnych wybranych metali na jednostkowej powierzchni liści ($\mu\text{g}\times\text{m}^{-2}$)

Rejon	Pb	Fe	Mn	Ni	Zn	Cu	Cd
Knurów	26,08	193,35	286,06	12,43	271,21	8,83	–
Nieborowice	13,98	56,01	344,73	12,71	331,87	19,45	–
Orzesze	20,96	484,4	866,02	12,44	472,64	11,00	–
Bytom	52,38	127,99	105,05	9,17	380,61	8,38	1,5

TABELA 2

Średnie wartości ładunków form nierozpuszczalnych wybranych metali na jednostrkowej powierzchni liści ($\mu\text{g} \times \text{m}^{-2}$)

Rejon	Pb	Fe	Mn	Ni	Zn	Cu	Cd
Knurów	199,76	5202,83	684,22	32,06	1087,18	36,99	0,94
Nieborowice	88,0	2095,47	225,29	23,64	704,37	32,46	–
Orzesze	203,24	4937,02	594,61	41,61	1636,98	35,67	–
Bytom	444,29	2978,82	98,63	34,87	728,62	25,93	11,91

niem form występowania tych metali przedstawiono w tabelach 1 i 2. Masa pyłu występującego w formach rozpuszczalnych w wodzie waha się w granicach 0,01035 – 0,0475 g, a masa pyłu nierozpuszczalnego waha się w granicach od 0,0092 g – 0,2151 g.

W celu obrazowego przedstawienia udziału wybranych metali w zanieczyszczeniu środowisk leśnych ułożono szeregi malejących zawartości pierwiastków w pyłe zdeponowanym na powierzchni liści.

Udział form rozpuszczalnych poszczególnych metali w $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ przedstawia się następująco:

□ rejon leśny "Knurów"

Zn > Mn > Fe > Pb > Ni > Cu
1549,10 1373,80 998,87 144,65 68,16 39,38

□ rejon leśny "Nieborowice"

Zn > Mn > Fe > Cu > Pb > Ni
2567,61 2318,30 425,15 148,19 98,56 96,41

□ rejon leśny "Orzesze"

Mn > Zn > Fe > Pb > Ni > Cu
5704,39 317,75 2969,10 110,65 77,25 57,92

□ rejon leśny "Bytom"

Zn > Fe > Mn > Pb > Ni > Cu > Cd
2323,79 739,45 607,01 303,78 58,96 52,09 9,28

Natomiast udział form nierozpuszczalnych w $\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$ metali jest następujący:

□ rejon leśny "Knurów"

Fe > Zn > Mn > Pb > Ni > Cu > Cd
11001,63 2386,61 1795,44 455,21 74,23 68,63 2,2

□ rejon leśny "Nieborowice"

Fe > Zn > Mn > Pb > Cu > Ni
17104,43 5757,02 1469,61 793,59 257,04 195,70

□ rejon leśny "Orzesze"

Fe > Zn > Mn > Pb > Ni > Cu
10256,37 3509,69 1211,65 476,52 99,09 89,48

□ rejon leśny "Bytom"

Fe	>	Zn	>	Pb	>	Mn	>	Ni	>	Cu	>	Cd
21003,97		6240,95		3386,94		740,62		241,89		144,89		79,32

Przedstawione szeregi wyraźnie wskazują na największy udział w potencjalnych procesach migracji lub degradacji lasu Fe, Zn i Mn zarówno w formie rozpuszczalnej i nierozpuszczalnej w trzech rejonach. W przypadku rejonu "Bytom" są to: Fe, Zn i Pb. W mniejszym stopniu pyły zdeponowane na powierzchni liści zawierają formy Ni i Cu z przewagą form nierozpuszczalnych tych metali. Kadm występuje w zanieczyszczeniach w najmniejszej koncentracji a wręcz nieoznaczalnej stosowaną metodą.

W badanych czterech rejonach oszacowano przewagę dostępnych biologicznie analizowanych pierwiastków na podstawie wartości ilorazów zawartości form rozpuszczalnych i nierozpuszczalnych metali w pyłe zdeponowanym na liściach.

W rejonie "Knurów" wartości współczynników udziału K mieszczą się w granicach 0,09 dla form nierozpuszczalnych Fe do 0,92 dla form nierozpuszczalnych niklu.

W rejonie "Nieborowice" wartości współczynników K mieszczące się w przedziale 0,02 – 1,58 świadczą o przewadze form nierozpuszczalnych badanych metali z wyjątkiem Mn, dla którego $K = 1,58$.

W rejonie "Orzesze" wartości K mieszczą się w granicach 0,21–4,71. W badanym pyłe zaobserwowano przewagę form nierozpuszczalnych metali w następującej kolejności: Pb, Fe, Cu, Zn i Ni oraz znaczny udział form rozpuszczalnych Mn.

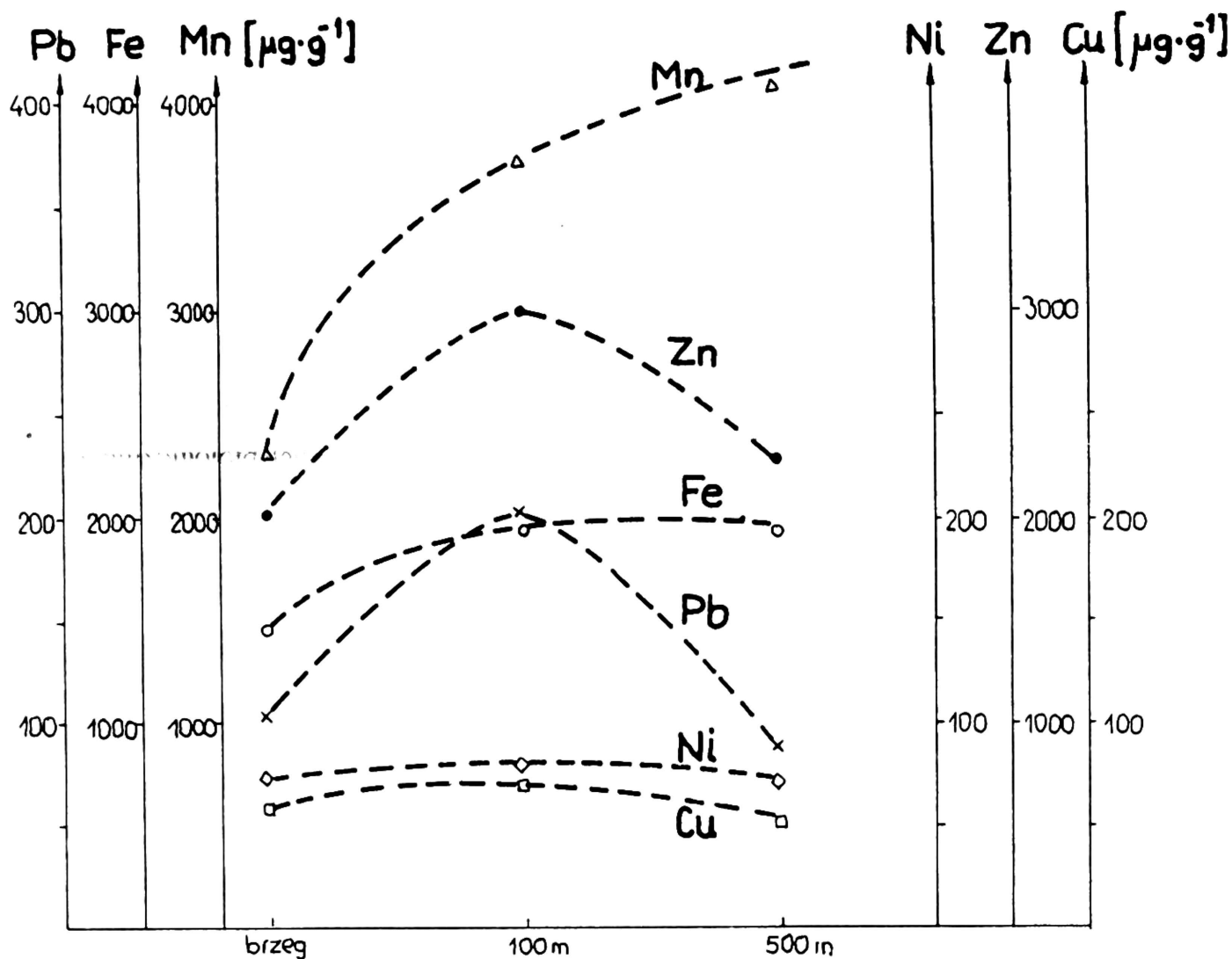
W rejonie "Bytom" analiza współczynników K wykazała przewagę występowania form nierozpuszczalnych wszystkich metali w kolejności: Pb, Fe, Cu i Ni, zanotowano najmniejszy udział Mn. Wartości współczynników K w tym rejonie mieszczą się w granicach 0,03–0,82.

Przedmiotem rozważań były zmiany w zanieczyszczeniu lasów metalami ciężkimi w funkcji odległości od brzegu lasu. Rozkład średnich ładunków form rozpuszczalnych i nierozpuszczalnych metali w pyłe zdeponowanym na liściach w zależności od miejsca poboru przedstawiono w tabeli 3. Przedstawione w tabeli dane wskazują na następujące prawidłowości:

TABELA 3

Rozkład średnich ładunków form rozpuszczalnych i nierozpuszczalnych metali w pyłe zdeponowanym na liściach w zależności od miejsca poboru ($\mu\text{g} \times \text{g}^{-1}$)

Miejsce poboru	Pb	Fe	Mn	Ni	Zn	Cu
	a) f. rozpuszcz.					
	b) f. nierozpuszcz.					
Brzeg lasu	a) 113,52	1462,53	2313,57	67,86	2002,42	61,64
	b) 928,97	14333,34	1400,81	109,80	4032,03	105,22
100 m	a) 202,19	1946,95	3744,21	82,27	2978,58	69,75
	b) 868,22	11833,04	1363,97	144,52	3642,7	121,11
500 m	a) 87,26	1942,98	4096,82	72,96	2388,06	52,04
	b) 486,01	10507,25	1434,97	86,74	3198,74	87,15



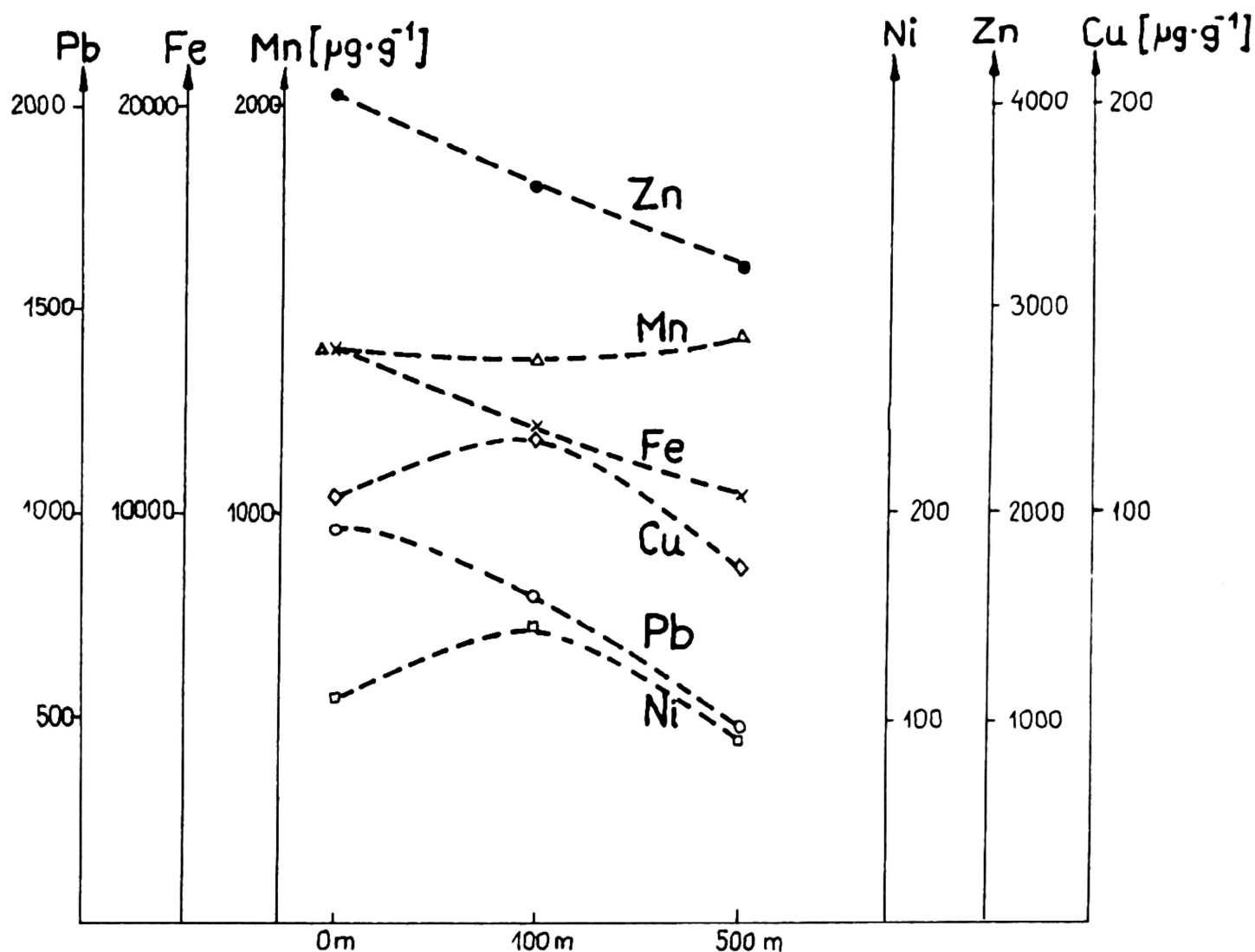
RYC. 1. Zawartość form rozpuszczalnych metali w pyłe zdeponowanym na powierzchni liści w funkcji odległości od brzegu lasu

- wraz ze wzrostem odległości od brzegu lasu zmniejsza się zawartość form rozpuszczalnych i nierozpuszczalnych Pb, Fe, Cu, Zn,
- największa koncentracja zanieczyszczeń występuje w skrajnym pasie lasu o szerokości 100–300 m. W odległości 100 m od brzegu lasu zanotowano największy ładunek form nierozpuszczalnych Ni i Cu,
- w odległości ok. 500 m w głąb lasu zawartość wszystkich badanych metali z wyjątkiem Mn, którego rozkład jest jedynym odstępstwem od opisanych prawidłowości była mniejsza od ich koncentracji w odległości 100 m od brzegu lasu.

Zależność zawartości form rozpuszczalnych i nierozpuszczalnych badanych metali w pyłe zdeponowanym na liściach w funkcji odległości od brzegu lasu przedstawiono na ryc. 1 i 2.

Wnioski

- Emisjochłonne działanie lasu oprócz pozytywnej funkcji lasu może być przyczyną zróżnicowanej wtórnej emisji wielu metali.



RYC. 2. Zawartość form nierozpuszczalnych metali w pyłe zdeponowanym na powierzchni liści w funkcji odległości od brzegu lasu

- Na terenach uprzemysłowionych w lasach stwierdzono w pyłe zdeponowanym na liściach drzew przewagę występowania form nierozpuszczalnych.
- Największymi właściwościami zatrzymywania daleko zasięgowej emisji w przyziemnej warstwie powietrza 4–6 m odznacza się skrajny pas lasu o szerokości 100–300 m.

Literatura

1. Jacniacki K.: Środowisko przyrodnicze i jego ochrona. WSW, W-wa 1989.
2. Mayer R.: Interaction on forest canopies with atmospheric constituents: aluminium and heavy metals. Professur für Landschaft – Sökologie, EB-13 (Stadtplanung Landschaft – Splanung) Gesamthochschule Kassel, Postfach 101380. D – 3500 Kassel.

*Z Katedry i Zakładu Toksykologii
Śląskiej Akademii Medycznej*

Summary

This paper gives an assessment of pollution degree of the forest environment in forested areas of Knurów, Nieborowice, Orzesz and Bytom that are influenced by industrial emissions.

The concentrations of lead, iron, manganese, nickel, zinc, copper and cadmium have been determined in above-ground (up to 2 m) strata of atmospheric air. Loads of the metals accumulated on leaf surfaces have been determined too, with a distinction between the soluble and non-soluble form. The change of metal concentration in dust deposits on leaves has been presented as a function of distance from the forest edge (that ranged from 0 to 500 m).

In the four forested areas, an estimation has been provided of the presence of the prevailing biologically accessible elements.