

MIROŚLAW KOBIERSKI, PIOTR MALCZYK

Rtęć w glebach poletek łowieckich oraz otaczających je lasów

Mercury in the soils of the hunting plots and the surrounding forests

ABSTRACT

Kobierski M., Malczyk P. 2016. Rtęć w glebach poletek łowieckich oraz otaczających je lasów. Sylwan 160 (5): 433-440.

Some trace elements, because of their high capacity for bioaccumulation, can pose a threat to the adequate development and growth of plants, animals and humans, which concerns mostly mercury (Hg) and its compounds that characterize by strong toxic properties. The aim of the research was to compare the Hg content in the Arenosols of arable fields (food plots), referred to as hunting plots, as well as in the soils of neighbouring forests. Research was performed in the Szubin Forest District (northern Poland). To assess the effect of mercury on the environment, we used dandelion (*Taraxacum officinale*) as a bioindicator. The samples were collected from the soil profiles from 8 hunting plots and 8 woodland areas in close vicinity of these plots. Mercury was assayed with the atomic absorption spectrometry applying the AMA 254 analyser. The mercury contamination factor (CF) and the potential ecological risk index (Er) values were determined with the local Hg value of the geochemical background (5.7 µg/kg). Assuming such very low Hg concentration as the reference value for the parent material of the soils, the mean CF value points to a considerable anthropogenic mercury accumulation in the surface horizons. The soils of hunting plots as well as forest soils are not contaminated with mercury. The total Hg content falls within the natural content level and reaches in the mineral horizons – from 3.5 to 20.7 µg/kg, while in the litter layer – from 60.3 to 166.7 µg/kg. The mercury bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) values point to a clear accumulation in the aboveground parts of dandelion. We found a significantly positive correlation between the content of mercury and organic carbon as well as the clay fraction. The mercury content in the soils under study varies and it depends on the soil origin and the effect of anthropogenic factors. In the forest soils of the Pomorze and Kujawy Province the mercury content of the geochemical background is relatively low. The areas of the Szubin Forest District do not undergo an excessive anthropopressure and sources of Hg depositions in soil surfaces can be the deposition of mercury from air.

KEY WORDS

mercury, Arenosols, hunting plots, dandelion

ADDRESSES

Mirosław Kobierski – e-mail: kobierski@utp.edu.pl
Piotr Malczyk

Katedra Gleboznawstwa i Ochrony Gleb, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy; ul. Bernardyńska 6, 85-029 Bydgoszcz

Wstęp

Niektóre z pierwiastków śladowych mogą ze względu na wysoką zdolność do bioakumulacji stanowić zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania roślin, zwierząt i ludzi. Dotyczy to zwłaszcza rtęci i jej związków wykazujących silne właściwości toksyczne [Selin 2009]. W skali globalnej największe zanieczyszczenie rtęcią związane jest ze spalaniem paliw i odpadów przemysłowych oraz komunalnych. Rtęć, przedostając się do atmosfery w formie gazowej, pyłu lub aerozoli, może być transportowana na bardzo duże odległości [Pacyna i in. 2010]. Dodatkowym źródłem rtęci w agrocenozach mogą być nawozy mineralne oraz stosowane jeszcze na szeroką skalę w latach 80. XX wieku środki ochrony roślin [Kobierski 2006; Kopec, Gondek 2009].

Specyficzne właściwości fizyczne i chemiczne rtęci determinują obieg i przemiany tego metalu w środowisku. Średnia zawartość Hg w poziomach powierzchniowych gleb uprawnych i lasów wynosi 61 $\mu\text{g}/\text{kg}$ [Kabata-Pendias, Pendias 2001]. Miarą narażenia roślin na rtęć jest jej biodostępność, która wzrasta wraz z obniżeniem pH środowiska glebowego. Na mobilność tego metalu wpływa pojemność sorpcyjna gleb, zawartość tlenków żelaza i glinu, ilość związków siarki oraz aktywność mikrobiologiczna [Gabriel, Williamson 2004]. Rtęć w poziomach organicznych i próchnicznych podlega kumulacji dzięki zdolności do tworzenia kompleksów z koloidami próchnicznymi. Za wiązanie rtęci odpowiedzialne są głównie związki siarki (sulfidy, tiole) [Xia i in. 1999]. Nieco mniejszy udział w wiązaniu rtęci przez substancję humusową biorą atomy tlenu i azotu grup karboksylowej i aminowej [Hesterberg i in. 2001]. Najwyższą toksycznością charakteryzują się organiczne związki rtęci, zwłaszcza dimetylortęć (CH_3)₂Hg. Spożywanie roślin zawierających duże ilości tego metalu powodować może zaburzenia w funkcjonowaniu układu pokarmowego i oddechowego oraz poważne zmiany neurologiczne [Cyran 2013].

Działania zmniejszające ryzyko potencjalnego zanieczyszczenia rtęcią dotyczą ograniczenia jej emisji [Głodek i in. 2010]. Do oceny wpływu metali na środowisko używane są rośliny o cechach bioindykatora. Należy do nich mniszek lekarski (*Taraxacum officinale*), który jest wykorzystywany do oceny stanu zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego [Kabata-Pendias, Pendias 1991]. Koncentracja w mniszku lekarskim wielu metali, w tym rtęci, jest skorelowana z oddziaływaniem lokalnych emiterów zanieczyszczeń [Gworek i in. 2011; Ligocki i in. 2011].

W ramach poprawy warunków żerowania dzikich zwierząt zakładane są wewnątrz kompleksów współczesnych lasów niewielkie powierzchnie pól, nazywane poletkami łowieckimi, na których uprawiane są zboża i rośliny pastewne. Na poletkach tych wykonuje się typowe zabiegi agrotechniczne, łącznie z nawożeniem mineralnym. Gleby te nie należą do urodzajnych ze względu na niewielką retencję wody oraz relatywnie niską zasobność w składniki pokarmowe.

Celem przeprowadzonych badań było porównanie całkowitej zawartości Hg w glebach poletek łowieckich oraz glebach sąsiadujących z nimi lasów. Przeprowadzone badania pozwalają na monitoring całkowitej zawartości rtęci w profilach gleb rdzawych w zależności od sposobu ich użytkowania. Hipoteza badawcza zakładała, że zabiegi uprawowe różnicują całkowitą zawartość rtęci w glebie poletek łowieckich w stosunku do stanowisk leśnych. Do oceny biokoncentracji rtęci wykorzystano mniszek lekarski.

Materiał i metody

W Nadleśnictwie Szubin (woj. kujawsko-pomorskie) ponad 60% powierzchni zajmują siedliska boru mieszanego świeżego oraz lasu mieszanego świeżego. Badaniami objęto gleby rdzawe typowe wytworzone z utworów piaszczystych i piaszczysto-gliniastych [Systematyka... 2011]. Próbkę gleb pobrano z 8 poletek łowieckich położonych w sąsiedztwie wsi Wieszki (21-OHZ, 32-OHZ),

Smarzyn (269j, 263g), Niedźwiady (136-OHZ), Elizewo (175-OHZ), Smolniki (84c) i Drogosław (113c) oraz z 8 powierzchni w lasach rosnących w ich otoczeniu. Z profili gleb leśnych pobrano także próbki warstwy ściółki (Ol, Ofh). Części nadziemne (liście) oraz korzenie mniszka lekarskiego zostały pobrane jesienią w obrębie badanych poletek łowieckich. Korzenie i liście mniszka lekarskiego umyto w wodzie destylowanej i wysuszono (temp. 50°C) do stanu powietrznie suchego, a następnie rozdrobniono w młynku agatowym. Ściółkę leśną po wysuszeniu do stanu powietrznie suchego zmielono w młynku laboratoryjnym. Próbki mineralne gleb wysuszono do stanu powietrznie suchego i przesiano przez sito o średnicy oczek 2 mm. W poszczególnych próbkach po ich homogenizacji oznaczono skład granulometryczny w próbkach mineralnych metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego oraz metodą sitową, odczyn w 1 mol/dm³ roztworze KCl potencjometrycznie pH-metrem, przy zachowaniu stosunku gleba/roztwór 1:2,5 w próbkach mineralnych oraz 1:5 w próbkach organicznych, oraz zawartość węgla organicznego w próbkach mineralnych według metody Tiurina oraz w próbkach ściółki – metodą Altena.

Całkowitą zawartość rtęci w próbkach gleb, ściółce leśnej oraz suchej masie liści i korzeni mniszka lekarskiego (po umyciu w wodzie destylowanej i wysuszeniu) oznaczono metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej analizatorem AMA 254. Wyniki zawartości Hg stanowią średnie arytmetyczne dla powtórzeń nieprzekraczających wartości 5% współczynnika zmienności. Dokładność procedury analitycznej zweryfikowano, stosując materiał referencyjny Till-3, który zawiera 107 µg Hg/kg. Oznaczona zawartość rtęci w materiale certyfikowanym wynosiła 107,3 ± 1,11 µg/kg. Interpretując wyniki badań, wykorzystano wartości współczynnika zanieczyszczenia (CF) obliczonego jako stosunek całkowitej zawartości rtęci w określonym poziomie profilu glebowego do zawartości Hg odpowiadającej lokalnemu tłu geochemicznemu. Obliczono wartości wskaźnika ekologicznego ryzyka Er ze wzoru: $Er = CF \times 40$, w którym wartość współczynnika toksyczności dla rtęci według Håkansona [1980] wynosi 40. Opisy klas zanieczyszczenia Hg oraz wartości określające stan zanieczyszczenia zawarto w tabeli 1.

Na podstawie zawartości rtęci (C_{Hg}) obliczono wartości współczynnika biokoncentracji (BCF) w liściach i korzeniach według wzoru:

$$BCF_{\text{komponent}} = C_{Hg \text{ komponent}} / C_{Hg \text{ gleba}}$$

Obliczono także wartości współczynnika translokacji:

$$TF = C_{Hg \text{ liście}} / C_{Hg \text{ korzenie}}$$

Tabela 1.

Poziomy współczynnik zanieczyszczenia gleb (CF) oraz wskaźnika ekologicznego ryzyka (Er) dla rtęci
Levels of soil contamination factor (CF) and ecological risk index (Er) for mercury

Wartość Value	Zanieczyszczenie Contamination	Wartość Value	Ryzyko Risk
CF < 1	niewielkie low	Er < 40	niskie slight
1 ≤ CF < 3	średnie moderate	40 ≤ Er < 80	średnie medium
3 ≤ CF < 6	znaczące high	80 ≤ Er < 160	znaczące strong
6 ≤ CF	bardzo silne very high	160 ≤ Er < 320	wysokie very strong
		Er ≤ 320	bardzo wysokie extremely strong

W obliczeniach statystycznych zastosowano jednoczynnikową analizę wariancji oraz test Tukeya. Wyznaczono także współczynnik korelacji Pearsona. Obliczenia wykonano w pakiecie Statistica 10.0.

Wyniki i dyskusja

Badane gleby wykazywały uziarnienie piasków słabogliniastych oraz piasków gliniastych. Zawierały od 83 do 96% frakcji piaskowej, od 2 do 9% frakcji pyłowej oraz od 2 do 9% frakcji ilowej (tab. 2, 3). Charakteryzowały się bardzo kwaśnym i kwaśnym odczynem. Średnia wartość pH w glebie poziomu Ap poletek łowieckich była istotnie wyższa od wartości pH w poziomie A gleb pod lasami (ryc.; $p=0,008$). Średnia zawartość Corg w warstwie Ol i Ofh wynosiła odpowiednio 365,2 i 404,4 g/kg, a w poziomie próchnicznym gleb leśnych 16,6 g/kg. Średnia zawartość Corg w poziomie Ap poletek łowieckich była istotnie niższa w porównaniu z poziomem A gleb pod lasami (ryc.; $p=0,001$).

Koncentracja rtęci w ściółce (od 60,3 do 166,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$) oraz poziomie próchnicznym (od 14,6 do 20,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$) badanych gleb (tab. 4) była niższa do tej, którą odnotowano w glebach leśnych Karkonoskiego Parku Narodowego [Szopka i in. 2010]. Wiązanie rtęci w powierzchniowych warstwach gleb jest następstwem silnego powinowactwa związków rtęci do materii organicznej [Hesterberg i in. 2001; Mazurek, Wieczorek 2007]. Determinuje to udział Hg w połączeniach metaloorganicznych [Biester i in. 2007; Pisarek, Głowacki 2011]. Całkowita zawartość rtęci

Tabela 2.

Charakterystyka składu granulometrycznego [% frakcji o danej średnicy], zawartości węgla organicznego (Corg [g/kg]), odczynu w KCl (pH), zawartości rtęci (Hg [mg/kg]) oraz wskaźników zanieczyszczenia (CF) i ekologicznego ryzyka (Er) poziomów genetycznych badanych gleb poletek łowieckich

Characteristics of granulometric structure [% of particles of given size], organic carbon content (Corg [g/kg]), reaction in KCl (pH), mercury content (Hg [mg/kg]), contamination factor (CF) and ecological risk index (Er) for genetic horizons of analysed soils of hunting plots

		2,0-0,05	0,05-0,002	<0,002	Corg	pH	Hg	CF	Er
Ap	M	88,9	5,5	5,6	12,6	4,2	16,3	3,0	120
	Min	84	2	2	6,9	3,67	12,1	2,2	88
	Max	96	8	8	16,2	4,87	20,2	3,7	148
	SD	3,64	1,77	2,13	3,1	0,36	2,98	0,57	
	CV	4,1	32,2	37,9	24,8	8,5	18,0	19,0	
	Bv	M	88,9	4,7	6,4	1,0	4,51	8,5	1,5
Min		85	2	3	0,5	4,02	5,8	1,1	
Max		95	7	8	1,8	5,03	11,3	2,1	
SD		3,36	1,75	1,77	0,51	0,31	2,04	0,39	
CV		3,8	36,9	27,7	50,2	6,9	24,0	26,0	
BC		M	87,4	6,2	6,4	0,49	4,56	7,0	1,2
	Min	83	4	4	0,3	4,29	4,8	0,9	
	Max	92	9	8	1,4	5,01	8,7	1,5	
	SD	2,67	1,67	1,41	0,37	0,21	1,29	0,21	
	CV	3,0	26,7	22,1	76,3	4,6	18,4	17,5	
	C	M	88,6	5,2	6,1	0,2	4,68	5,6	
Min		86	2	4	0,1	4,37	4,8		
Max		94	8	8	0,4	5,13	7,1		
SD		3,02	2,12	1,25	0,09	0,25	0,75		
CV		3,4	40,4	20,3	46,6	5,4	13,3		

M – średnia, Min – minimum, Max – maksimum, SD – odchylenie standardowe, CV – współczynnik zmienności [%]

M – mean, Min – minimum, Max – maximum, SD – standard deviation, CV – coefficient of variability [%]

w poziomie Ap poletek łowieckich wynosiła od 12,1 do 20,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tab. 2) i była zbliżona do tej, którą odnotowano w poziomie A w lasach, tj. od 14,6 do 20,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (tab. 3), co wskazuje, że sposób użytkowania nie wpłynął na zawartość tego metalu.

Średnia koncentracja Hg w skale macierzystej, wynosząca $5,7 \pm 1,2$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, przyjęta została za zawartość lokalnego tła geochemicznego dla gleb regionu. Ze względu na bardzo niską zawartość Hg w skale macierzystej oraz nagromadzenie tego metalu w poziomach powierzchniowych

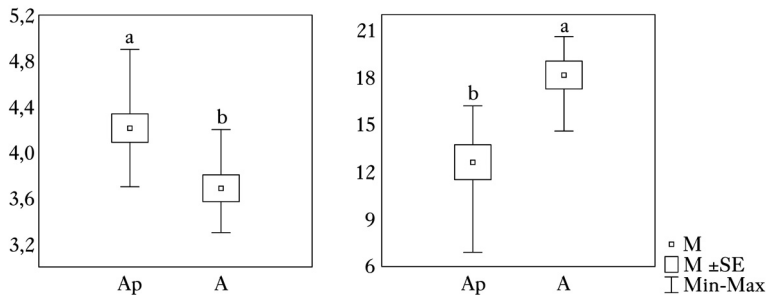
Tabela 3.

Charakterystyka składu granulometrycznego [% frakcji o danej średnicy], zawartości węgla organicznego (Corg [g/kg]), odczynu w KCl (pH), zawartości rtęci (Hg [mg/kg]) oraz wskaźników zanieczyszczenia (CF) i ekologicznego ryzyka (Er) poziomów genetycznych badanych gleb leśnych

Characteristics of granulometric structure [% of particles of given size], organic carbon content (Corg [g/kg]), reaction in KCl (pH), mercury content (Hg [mg/kg]), contamination factor (CF) and ecological risk index (Er) for genetic horizons of analysed forest soils

		2,0-0,05	0,05-0,002	<0,002	Corg	pH	Hg	CF	Er
A	M	87,3	6,1	6,6	16,6	3,71	18,2	3,3	132
	Min	86	4	5	11,3	3,33	14,6	2,7	108
	Max	90	8	8	23,2	4,21	20,6	3,7	148
	SD	1,39	1,46	1,06	4,42	0,31	2,51	0,45	
	CV	1,6	23,8	16,0	26,7	8,4	13,8	13,6	
Bv	M	88,6	5,5	5,8	4,6	4,11	15,6	2,8	
	Min	86	4	4	1,8	3,56	8,2	1,5	
	Max	91	8	7	9,5	4,83	20,7	3,8	
	SD	2,07	1,41	1,16	2,69	0,37	4,35	0,86	
	CV	2,3	25,7	20,3	58,5	9,1	28,0	30,7	
BC	M	87,4	5,9	6,7	1,3	4,15	7,7	1,4	
	Min	85	3	4	0,5	3,58	6,0	1,1	
	Max	90	8	8	3,7	4,50	9,6	1,7	
	SD	1,77	1,55	1,25	1,17	0,29	1,27	0,24	
	CV	2,02	26,4	18,6	89,2	7,0	16,4	17,1	
C	M	88,4	5,6	5,7	0,5	4,45	5,8		
	Min	86	3	5	0,2	4,02	3,5		
	Max	91	8	7	1,4	4,91	8,4		
	SD	2,13	1,77	0,76	0,41	0,30	1,65		
	CV	2,4	31,4	13,3	76,3	6,8	28,6		

oznaczenia jak w tabeli 2; denotes as in table 2



Ryc.

Wartości pH (lewo) i zawartość węgla organicznego (prawo) w poziomach próchnicznych gleb poletek łowieckich (Ap) oraz lasów (A)

Values of pH (left) and organic carbon content (right) in humus horizons of hunting plots (Ap) and forests (A) litery oznaczają średnie istotnie różne; letters indicate values significantly different

– uzyskane wartości CF są relatywnie wysokie (od 2,2 do 3,7) (tab. 2, 3), co w konsekwencji przekłada się na wysokie wartości Er. Wartości wskaźnika ekologicznego ryzyka zanieczyszczenia w poziomie próchnicznym gleb leśnych były nieco wyższe (średnia wartość Er=132) niż w poziomie Ap poletek łowieckich (średnia wartość Er=120). Wartości współczynnika CF maleją w głąb profilu wszystkich badanych gleb. Zbliżone wartości współczynnika zanieczyszczenia odnotowała Bartkowiak [2015], badając gleby leśne narażone na oddziaływanie zanieczyszczeń komunikacyjnych na trasie wyjazdowej z Bydgoszczy. Wartości wskaźnika Er wskazywałyby na znaczące ekologiczne ryzyko związane z zanieczyszczeniem Hg badanych gleb, jednakże w przypadku niskiej koncentracji tego metalu w skale macierzystej należy mówić jedynie o wzbogaceniu gleb w rtęć. Stwierdzone zawartości Hg były zbliżone do odnotowanych w glebach uprawnych i leśnych Pomorza i Kujaw [Dąbkowska-Naskręt i in. 2008; Bartkowiak 2015; Kobierski i in. 2015] oraz nie przekraczają dopuszczalnej zawartości określonej w rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleb i standardów jakości ziemi [Rozporządzenie... 2002].

Zawartość rtęci w suchej masie korzeni mniszka lekarskiego wahała się od 18,2 do 24,3 µg/kg, natomiast zawartość Hg w liściach wynosiła od 48,5 do 95,5 µg/kg (tab. 5). Do obliczenia wartości współczynnika biokoncentracji wykorzystano średnią zawartość Hg w poziomie orno-próchnicznym poletek łowieckich, tj. 16,3 µg/kg. Wartości wskaźnika biokoncentracji Hg dla korzeni mniszka lekarskiego wynosiły od 1,1 do 1,5, zaś dla liści były wyższe i wahały się od 3,0 do 5,8 (tab. 5). Współczynnik translokacji przyjmował wartości od 2,1 do 4,5, co wskazuje, że rtęć była

Tabela 4.

Zawartość węgla organicznego (Corg [g/kg]), odczyn w KCl (pH) i zawartość rtęci (Hg [mg/kg]) w ściółce leśnej

Organic carbon content (Corg [g/kg]), reaction in KCl (pH) and mercury content (Hg [mg/kg]) in forest litter

	Ol			Ofh		
	Corg	pH	Hg	Corg	pH	Hg
M	365,2	3,65	79,8	404,4	3,41	145,0
Min	240,8	3,32	60,3	372,5	3,11	134,0
Max	435,1	4,06	101,7	450,0	3,82	166,7
SD	84,4	0,30	14,75	28,76	0,25	14,59
CV	23,1	8,2	18,5	7,1	7,3	10,1

oznaczenia jak w tabeli 2; denotes as in table 2

Tabela 5.

Zawartość [µg/kg suchej masy] oraz współczynniki biokoncentracji (BCF) i translokacji (TF) rtęci w liściach (L) i korzeniach (K) mniszka lekarskiego

Content [µg/kg dry weight] as well as bioconcentration (BCF) and translocation (TF) factors of mercury in leaves (L) and roots (K) of dandelion

		L	K	BCFK	BCFL	TF
Las	269j	75,3	18,2	1,1	4,6	4,1
	263g	91,4	21,0	1,3	5,6	4,3
Forest	113c	48,5	22,6	1,4	3,0	2,1
	84c	88,7	19,5	1,2	5,4	4,5
Poletka	136-OHZ	73,2	21,8	1,3	4,5	3,4
łowieckie	32-OHZ	95,5	24,3	1,5	5,8	3,9
Hunting	21-OHZ	84,3	20,9	1,3	5,2	4,0
plots	175-OHZ	76,7	23,1	1,4	4,7	3,3

zakumulowana w częściach nadziemnych mniszka lekarskiego. Nie stwierdzono istotnej zależności pomiędzy zawartością Hg w liściach mniszka lekarskiego a całkowitą zawartością tego metalu w glebie. Keane i in. [2001] wskazują, że proces pobierania pierwiastków śladowych przez mniszka lekarskiego jest złożony i zależy od interakcji czynników środowiska. Rośliny mogą pobierać rtęć przez korzenie oraz nadziemne części roślin z powietrza [Gworek, Rateńska 2009]. Wyższa zawartość rtęci w liściach badanego mniszka lekarskiego w porównaniu do koncentracji Hg w korzeniach wskazywać może na preferencyjne wychwytywanie tego metalu z atmosfery, co potwierdzają Kleckerová i Dočekalová [2014].

Rośliny mogą funkcjonować jako kanały transportu rtęci z geosfery do atmosfery [Leonard i in. 1998; Fay, Gustin 2007] lub też w układzie powietrze – roślina – gleba stanowić źródło Hg po mineralizacji materii organicznej [Rea i in. 2001; Schwesig, Krebs 2003; Gworek, Rateńska 2009]. Pary rtęci w środowisku glebowym są łatwo wiązane przez substancje humusowe oraz minerały ilaste, co wpływa na akumulację Hg w glebach zasobnych w te koloidy. Na podstawie analizy korelacji Pearsona stwierdzono w poziomach genetycznych A i Ap badanych gleb istotnie dodatnią korelację pomiędzy zawartością Hg a ilością Corg oraz ility koloidalnego, która wynosiła odpowiednio: $r=0,756$ oraz $r=0,570$ ($p<0,05$).

W glebach leśnych Pomorza i Kujaw zawartość rtęci odpowiadająca tłu geochemicznemu jest relatywnie niska [Kobierski i in. 2015]. Sposób użytkowania nie różnicował całkowitej zawartości rtęci w badanych glebach rdzawych. Wydaje się, że na terenie niepodlegającym nadmiernej antropopresji, jakim jest obszar Nadleśnictwa Szubin, głównym źródłem Hg w warstwie powierzchniowej gleb rdzawych jest depozycja atmosferyczna. Wysokie wartości współczynnika bioakumulacji rtęci w liściach mniszka lekarskiego rosnącego w glebie o niskiej zawartości tego metalu wskazywać mogą na preferencyjne pobieranie tego metalu z atmosfery.

Wnioski

- ✦ W odniesieniu do relatywnie niskiej koncentracji rtęci w skale macierzystej badanych gleb rdzawych odnotowano znaczące nagromadzenie Hg w ich poziomach powierzchniowych.
- ✦ Gleby poletek łowieckich oraz gleby leśne nie są zanieczyszczone rtęcią, ponieważ całkowita zawartość Hg w poziomach mineralnych kształtowała się w zakresie zawartości naturalnych: od 3,5 do 20,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$.
- ✦ Sposób użytkowania nie wpłynął na całkowitą zawartość rtęci w warstwie powierzchniowej gleb.
- ✦ Analiza statystyczna wyników wykazała istotnie dodatnią korelację pomiędzy koncentracją rtęci a zawartością Corg i ility koloidalnego.

Literatura

- Bartkowiak A. 2015. Zawartość rtęci w glebach leśnych narażonych na oddziaływanie zanieczyszczeń komunikacyjnych. Sylwan 159 (3): 246-251.
- Biester H., Bindler R., Martinez-Cortizas A., Engstrom D. R. 2007. Modeling the past atmospheric deposition of mercury using natural archives. Environmental Science Technology 41 (14): 4851-4860.
- Cyran M. 2013. Wpływ środowiskowego narażenia na rtęć na funkcjonowanie organizmu człowieka. Effect of environmental exposure to mercury on the functioning of the human body. Medycyna Środowiskowa – Environmental Medicine 16 (3): 55-58.
- Dąbkowska-Naskręt H., Bartkowiak A., Różański S. 2008. Zawartość rtęci w glebach intensywnie użytkowanych rolniczo obszaru Pomorza i Kujaw. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 35/36: 153-156.
- Fay L., Gustin M. 2007. Assessing the influence of different atmospheric and soil mercury concentrations on foliar mercury concentrations in a controlled environment. Water Air and Soil Pollution 181 (1-4): 373-384.
- Gabriel M. C., Williamson D. G. 2004. Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. Environmental Geochemistry and Health 26 (4): 421-34.

- Głodek A., Panasiuk D., Pacyna J. 2010. Mercury Emission from Anthropogenic Sources in Poland and Their Scenarios to the Year 2020. *Water Air and Soil Pollution* 213 (1-4): 227-236.
- Gworek B., Deckowska A., Pierścieniak M. 2011. Traffic pollutant indicators: Common Dandelion (*Taraxacum officinale*), Scots Pine (*Pinus sylvestris*) Small-Leaved Lime (*Tilia cordata*). *Polish Journal of Environmental Study* 20 (1): 87-92.
- Gworek B., Rateńska J. 2009. Migracja rtęci w układzie powietrze – gleba – roślina. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 41: 614-623.
- Håkanson L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach. *Water Research* 14: 975-1101.
- Hesterberg D., Chou J. W., Hutchinson K. J., Sayers D. J. 2001. Bonding of Hg(II) to reduced organic sulfur in humic acid as affected by S/Hg ratio. *Environmental Science Technology* 35 (13): 2741-2745.
- Kabata-Pendias A., Dudka S. 1991. Trace metal contents of *Taraxacum officinale* (dandelion) as a convenient environmental indicator. *Environmental Geochemistry and Health* 13 (2): 108-113.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. 2001. Trace elements in soils. 3rd ed. Boca Raton, London, New York, CRC Press. 172-182.
- Keane B., Collier M. H., Shann J. R., Rogstad S. H. 2001. Metal content of dandelion (*Taraxacum officinale*) leaves in relation to soil contamination and airborne particulate matter. *Science of the Total Environment* 281 (1-3): 63-78.
- Kleckerová A., Dočekalová H. 2014. Dandelion plants as a biomonitor of urban area contamination by heavy metals. *International Journal of Environmental Research* 8 (1): 157-164.
- Kobierski M. 2006. Long-term effect of intensive cultivation of orchards and arable soils in the Krajeńska Lake District on the total content of mercury. *Polish Journal of Environmental Studies* 15 (2a): 351-55.
- Kobierski M., Dąbkowska-Naskręt H., Jaworska H., Bartkowiak A., Malczyk P., Różański S., Długosz J. 2015. Ocena całkowitej zawartości rtęci w profilach różnie użytkowanych gleb Pomorza i Kujaw. *Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych* 580: 43-51.
- Kopeć M., Gondek K. 2009. Zawartość rtęci w roślinach górskiego użytku zielonego (Czarny Potok) po 40 latach zróżnicowanego nawożenia mineralnego. *Inżynieria Ekologiczna* 21: 7-14.
- Leonard T. L., Taylor G. E. Jr, Gustin M. S., Fernandez G. C. J. 1998. Mercury and plants in contaminated soils: 1. Uptake, partitioning, and emission to the atmosphere. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 2063-2071.
- Ligócki M., Tarasiewicz Z., Zygmunt A., Aniśko M. 2011. The Common Dandelion (*Taraxacum officinale*) as an indicator of anthropogenic toxic metal pollution of environment. *Acta Scientiarum Polonorum, Zootechnica* 10 (4): 73-82.
- Malczyk P., Długosz J. 2009. Zmienność przestrzenna całkowitej zawartości rtęci w poziomie powierzchniowym gleb wybranego obszaru Równiny Sępolskiej. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 40: 39-48.
- Mazurek R., Wieczorek R. 2007. Mercury concentration in organic and humus horizons of soils in the Babiogórski National Park. *Ecological Chemistry and Engineering* 14 (5-6): 497-503.
- Pacyna E. G., Pacyna J. M., Sundseth K., Munthe J., Kindbom K., Wilson S., Steenhuisen F., Maxson P. 2010. Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020. *Atmospheric Environment* 44 (20): 2487-2499.
- Pisarek I., Głowacki M. 2011. Zróżnicowanie rtęci w glebach leśnych Opolszczyzny. *Roczniki Gleboznawcze. Soil Annual* 62 (1): 128-135.
- Rea A. W., Lindberg S. E., Keeler G. J. 2001. Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest throughfall. *Atmospheric Environment* 35: 3453-3462.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. 2002. Dz. U. Nr 165, poz. 1359.
- Schwesig D., Krebs O. 2003. The role of ground vegetation in the uptake of mercury in a forest ecosystem. *Plant and Soil* 253 (2): 445-455.
- Selin N. E. 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: A review. *Annual Review of Environment and Resources* 34: 43-63.
- Systematyka Gleb Polski. 2011. *Roczniki Gleboznawcze. Soil Science Annual* 62 (3): 1-193.
- Szopka K., Karczewska A., Kabała C., Jezierski P., Bogacz A. 2010. Zawartość rtęci w poziomach powierzchniowych gleb leśnych Karkonoskiego Parku Narodowego w rejonie Szklarskiej Poręby. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 42: 167-173.
- Xia K., Skyllberg U. L., Bleam W. F., Bloom P. R., Nater E. A., Helmke P. A. 1999. X-ray absorption spectroscopic evidence for the complexation of Hg(II) by reduced sulfur in soil humic substances. *Environmental Science Technology* 33 (2): 257-261.