

Szymon Róžański*, Halina Dąbkowska-Naskręt*

**PRZESTRZENNE I PROFILOWE ROZMIESZCZENIE RTĘCI
W URBANOZIEMACH MIASTA BYDGOSZCZ**

**SPATIAL AND PROFILE DISTRIBUTION OF MERCURY
IN URBANOZEMS OF BYDGOSZCZ CITY**

Słowa kluczowe: rtęć, rozmieszczenie w profilach, gleby antropogeniczne.

Key words: mercury, profile distribution, anthropogenic soils.

Development of civilization, mainly by urbanization and industrialization, caused among others increase in environment contamination. Mercury as a one of its components, is inextricably linked with this process. Because of its sources (fossil fuels) this metal may become a serious problem on the area of city agglomerations. In spite of decrease of mercury emission to the environment in recent years in well developed countries, global emission of Hg is still increasing. From the research of Slemr and Langer [1992] it appears that the amount of Hg⁰ in atmosphere increase 1.5 % per year on northern hemisphere and 1.2 % on southern hemisphere.

The aim of the research was to determine the spatial and profile distribution of mercury in urbanozems on basis of their physico-chemical properties.

The research was conducted on the area of squares and parks of the Bydgoszcz city. Samples were collected from the following depths: 0–20, 40–60 and 90–110 cm.

In soils samples the following properties were determined: texture, content of organic carbon, active, exchangeable and hydrolytical acidity, cation exchange capacity. Total content of mercury was determined in solid samples using AMA 254 mercury analyser.

Profile structure and physico-chemical parameters of analysed soils were characterised for urbanozems. The total content of mercury ranged between 0,01 and 1,31 mg·kg⁻¹ (with the exception of one sample – 4,03 mg·kg⁻¹), which classifies investigated soils as soils of natural and slightly increased concentration of this metal. In profile distribution there was no

* **Dr inż. Szymon Róžański, prof. dr hab. Halina Dąbkowska-Naskręt – Katedra Gleboznawstwa i Ochrony Gleb, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy w Bydgoszczy, 85-029 Bydgoszcz, ul. Bernardyńska 6; tel.: 52 374 95 26; e-mail: szymi@utp.edu.pl**

tendency observed, and the influence of determined soil parameters was not statistically confirmed. Significant influence on spatial distribution of mercury were distance from main roads and the topography of the land.

1. WPROWADZENIE

Industrializacja spowodowała napływ ludności wiejskiej do ośrodków miejskich, co wywołało nasilenie się procesu urbanizacji obszarów miejskich i podmiejskich. Powstawanie wielkich aglomeracji, skupiających dużą liczbę mieszkańców na stosunkowo małych obszarach, oraz wiążąca się z tym ich działalność bytowa i gospodarcza (w tym rozwój komunikacji, budownictwa, energetyki, ciepłownictwa) niesie za sobą zanieczyszczenie środowiska, w tym gleby. Działalność człowieka, z powodu wzrastającego zużycia pierwiastków śladowych, prowadzi do zachwiania równowagi między ich wprowadzeniem do środowiska (wydobycie i przetwarzanie), a ponownym odkładaniem we współczesnych utworach geologicznych. Na podstawie bilansu tych dwóch procesów, Bowen [1979] wyznaczył współczynniki kumulacji poszczególnych pierwiastków śladowych. Zgodnie z tym podziałem, do grupy o największym współczynniku kumulacji w środowisku należy rtęć. Aktualnie zawartość rtęci w środowisku jest 2–3-krotnie większa niż w okresie „przedprzemysłowym” [Monteiro i Furness 1995].

Rtęć, pomimo dużych ograniczeń emisji spowodowanych rygorami technologicznymi, prawnymi i realizacją zaleceń Unii Europejskiej, występuje w środowisku we wszystkich jego elementach. W wyniku rozwoju przemysłu rtęć była używana w wielu procesach technologicznych, co spowodowało jej większą emisję do środowiska. Z powodu specyficznych właściwości, zmienności postaci występowania oraz aktywności chemicznej i biologicznej pierwiastek ten stanowi element o dużej potencjalnej toksyczności, zagrażającej środowisku, dlatego zachodzi konieczność kontrolowania jego stężenia w wodzie, powietrzu, a przede wszystkim w glebie.

Celem niniejszej pracy była ocena przestrzennego i profilowego rozmieszczenia rtęci w urbanoziemach miasta Bydgoszcz, na tle ich właściwości fizykochemicznych oraz czynników związanych z lokalizacją i oddziaływaniem antropogenicznym. Obszary badań to tereny potencjalnie zagrożone emisją rtęci.

2. MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Do badań posłużyły próbki glebowe pobrane z trzech obszarów na terenie miasta Bydgoszcz, po trzy profile z trzech głębokości: 0–20, 40–60 oraz 90–110 cm. Wszystkie powierzchnie badawcze, z których pobrano próbki do badań to tereny zielone miasta – skwery, parki, zieleńce (rys. 1). Wybrane powierzchnie różnią się między sobą powierzchnią, szatą roślinną, nachyleniem terenu oraz wystawą i odległością od ulic.



Rys. 1. Lokalizacja badanych obszarów: 1 – skwer przy ul. Kujawskiej, 2 – park na Wzgórzu Wolności, 3 – skwer nad Brdą – Babia Wieś

Fig. 1. Localisation of investigated areas: 1 – square on Kujawska st., 2 – park on Wzgórze Wolności, 3 – square on Brda river – Babia Wieś

Pierwszy obszar to skwer zlokalizowany w bezpośrednim sąsiedztwie ulicy Kujawskiej, drogi o dużym natężeniu ruchu. Roślinność to głównie trawy. Rejon ten ma zachodnią wystawę oraz spadek wynoszący ok. 3°.

Drugim obszarem jest park na Wzgórzu Wolności (ok. 6,9 ha), położony równolegle między ulicą Toruńską (ok. 150 metrów) i Wojska Polskiego (ok. 250 metrów). Od strony zachodniej graniczy ze skwerem przy ulicy Kujawskiej. Znajduje się tu zadbane, przyciężony trawnik, poprzecinany ścieżkami dla spacerujących. W parku dominują drzewa (buki i klony), które chronią wnętrza parkowe przed wiatrem ze wszystkich stron. Obszar ten ma południowo-zachodnią wystawę o spadku względem ulicy Toruńskiej ok. 8°, a ulicy Kujawskiej – ok. 3°.

Trzeci obszar to tereny zielone okolic rzeki Brda (Babia Wieś). Roślinność to krzewy wraz z paroma drzewami oraz zadbane trawnik. Spadek wynosi ok. 3°, a wystawa jest południowa.

Analizy materiału badawczego, oparte na powszechnie stosowanych w gleboznawstwie metodach, obejmowały oznaczenie składu granulometrycznego (interpretacja wyników wg PTG [2009], zawartości węgla organicznego (C_{org}), kwasowości czynnej (pH_{H_2O} w stosunku 1:2,5), kwasowości wymiennej (pH_{KCl} w stosunku 1:2,5), kwasowości hydrolytycznej (Hh) oraz sumy zasadowych kationów wymiennych (S). Kationową pojemność sorpcyjną (T) oraz stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi (V), obliczono z sumy kationów wymiennych.

Zawartość całkowitą rtęci oznaczono w próbkach stałych za pomocą analizatora rtęci AMA 254, w trzech powtórzeniach, z których obliczono średnią arytmetyczną, przy odchyleniu standardowym nieprzekraczającym 5%. Walidację wyników wykonano z zastosowaniem materiału certyfikowanego (tab. 1.).

Tabela 1. Wartości oznaczone w materiale certyfikowanym**Table 1.** Values determined in certified material

Materiał certyfikowany	Wartość certyfikowana, mg·kg ⁻¹	Wartość oznaczona**, mg·kg ⁻¹	Liczba powtórzeń
TILL-3*	0,107	0,107338 ± 0,000167	5

Objaśnienia: * Certificate of Analysis 2003 Reference soil sample TILL-3. Canada Center for Mineral and Energy Technology.

** Średnia arytmetyczna z powtórzeń.

3. WYNIKI BADAŃ I Dyskusja

Badania składu granulometrycznego wskazują na niewielkie zróżnicowanie w uziarnieniu, odpowiadające piaskom luźnym, słabogliniastym, gliniastym oraz glinom piaszczystym [PTG 2009]. Gleby o podobnym uziarnieniu są charakterystyczne dla obszarów zielonych Bydgoszczy [Dąbkowska-Naskręt i Różański 2002, 2006, 2009, Malczyk i in. 1996].

Kwasowość wymienna badanych gleb, mierzona w roztworze 1M KCl, wynosiła od 5,20 do 7,81 pH. Największe wartości pH (odczyn obojętny i lekko zasadowy) stwierdzono w próbkach pobranych z obszaru skweru przy ulicy Kujawskiej (7,07–7,33 pH; obszar nr 1), najmniejsze natomiast (odczyn lekko kwaśny i kwaśny) – w próbkach z parku na Wzgórzu Wolności (5,20–6,61 pH; obszar nr 2). Obojętny i zasadowy odczyn stwierdzony w próbkach ze skweru przy ulicy Kujawskiej oraz Babiej Wsi (obszar nr 3) był najprawdopodobniej wynikiem obecności w tych glebach kruszyw, cegieł i kamieni wapiennych (stwierdzonych w badanych profilach), pozostałych po rozbiórce budynków lub stosowanych do utwardzania jezdni, jak również zdeponowanych pyłów komunikacyjnych i przemysłowych [Czarnowska 1980]. Kwasowość hydrolityczna (Hh) badanych gleb była zróżnicowana od 0,75 do 28,50 mmol(+)-kg⁻¹ (tab. 2).

Zawartość węgla organicznego w analizowanych próbkach wynosiła od 1,0 do 119,7 g·kg⁻¹ (tab. 2). Duże zróżnicowanie zawartości węgla organicznego w glebach badanych obszarów może być wywołane nierównomiernym ich wzbogacaniem w materię organiczną w postaci torfu, kompostu oraz stosowaniem innego rodzaju nawozów pochodzenia organicznego [Czarnowska 1978]. Jednocześnie wpływ na to mogą mieć zabiegi odkrywkowe, związane z urządzeniem terenów miejskich.

Zawartość całkowita rtęci w badanych glebach wynosiła od 0,01 do 4,03 mg·kg⁻¹ (tab. 2). Największą zawartość tego metalu stwierdzono w glebach skweru przy ulicy Kujawskiej (0,25–4,03 mg·kg⁻¹), natomiast najmniejszą – w próbkach pobranych z parku na Wzgórzu Wolności (0,01–0,16 mg·kg⁻¹). W glebach skweru na Babiej Wsi zawartość całkowita rtęci wynosiła od 0,02 do 1,22 mg·kg⁻¹.

Mała zawartość rtęci w glebach parku na Wzgórzu Wolności jest prawdopodobnie wynikiem jego położenia w znacznym oddaleniu od głównych szlaków komunikacyjnych, znacznie wyższego usytuowania oraz obecności licznych, wysokich drzew, które wyhamowują na skraju parku masy powietrza niosące zanieczyszczenia. Zapobiega to migracji rtęci do jego

Tabela 2. Właściwości fizykochemiczne oraz zawartość rtęci w badanych glebach**Table 2.** Physico-chemical properties and total content of mercury in analysed soils

Nr próbki	Głębokość cm	Frakcje, mm			C _{org} g·kg ⁻¹	pH H ₂ O	pH KCl	Hh	S	T	V	Hg mg·kg ⁻¹
		2-0,05	0,05-0,002	<0,002								
		%										
Obszar nr 1. Skwer przy ul. Kujawskiej												
1	0-20	82	9	9	21,6	7,31	7,07	3,75	496	499,75	99,24	0,42
2	40-60	78	12	10	7,4	7,71	7,33	3,00	498	501,00	99,40	1,13
3	90-110	80	12	8	14,2	7,53	7,30	2,25	498	500,25	99,55	1,31
4	0-20	90	7	3	18,3	7,58	7,20	3,00	480	483,00	99,37	0,78
5	40-60	90	6	4	13,1	7,77	7,20	2,25	490	492,25	99,54	0,60
6	90-110	90	6	4	17,4	7,69	7,27	1,50	494	495,50	99,69	4,03
7	0-20	89	6	5	23,1	7,40	7,12	3,00	483	486,00	99,38	0,25
8	40-60	91	6	3	13,7	7,74	7,33	2,25	494	496,25	99,54	0,37
9	90-110	88	5	7	14,3	7,63	7,28	3,00	489	492,00	99,39	0,33
Obszar nr 2. Park na Wzgórzu Wolności												
10	0-20	92	6	2	25,4	6,72	5,57	15,75	73	88,75	82,25	0,07
11	40-60	91	4	5	5,0	6,96	5,72	9,00	55	64,00	85,93	0,05
12	90-110	97	2	1	1,0	7,64	6,39	8,25	32	40,25	79,50	0,01
13	0-20	90	5	5	31,9	6,44	5,20	20,25	103	123,25	83,56	0,11
14	40-60	96	2	2	24,0	6,92	5,95	6,00	43	49,00	87,75	0,02
15	90-110	98	2	0	24,5	6,98	5,91	5,25	53	58,25	90,98	0,02
16	0-20	88	6	6	38,1	6,22	5,61	28,50	92	120,50	76,34	0,16
17	40-60	91	4	5	26,4	6,90	6,61	7,50	95	102,50	92,68	0,03
18	90-110	84	8	8	17,8	7,40	6,09	6,00	107	113,00	94,69	0,04
Obszar nr 3. Skwer nad Brdą – Babia Wieś												
19	0-20	80	12	8	103,1	7,26	6,83	3,75	480	483,75	99,22	1,22
20	40-60	97	1	2	22,6	7,79	7,45	1,50	485	486,50	99,69	0,08
21	90-110	99	0	1	20,7	8,15	7,81	0,75	497	497,75	99,84	0,02
22	0-20	88	7	5	88,6	6,64	6,45	8,25	373	381,25	97,83	0,29
23	40-60	89	6	5	41,6	7,50	7,17	2,25	496	498,25	99,54	0,24
24	90-110	91	5	4	31,8	7,41	7,11	2,25	486	488,25	99,53	0,30
25	0-20	84	7	9	119,7	7,02	6,69	5,25	480	485,25	98,91	0,72
26	40-60	93	6	1	26,1	7,52	7,32	1,50	462	463,50	99,67	0,33
27	90-110	98	0	2	22,8	7,94	7,55	0,75	493	493,75	99,84	0,05

Objaśnienia: pH H₂O – kwasowość czynna, pH KCl – kwasowość wymienna, Hh – kwasowość hydrolytyczna, C_{org} – zawartość węgla organicznego, V – stopień wysycenia kationami zasadowymi, T – pojemność sorpcyjna, S – suma zasadowych kationów wymiennych, Hg – całkowita zawartość rtęci.

wnętrza. Zanieczyszczenia te akumulują się zazwyczaj na obrzeżach takich terenów, przyczyniając się do zwiększenia tam zawartości rtęci [Godbold 1991]. Większa zawartość rtęci w glebach dwóch pozostałych regionów jest prawdopodobnie spowodowana bezpośrednim sąsiedztwem dróg o dużym natężeniu ruchu.

Największą zawartość Hg stwierdzono na głębokości 90–110 cm w jednym z profili przy ulicy Kujawskiej – 4,03 mg·kg⁻¹ (próbka nr 6). Najprawdopodobniej było to związane z punktowym zanieczyszczeniem gleby przez wprowadzenie materiałów zawierających Hg (np. substancje ropopochodne, stłuczka z lamp wyładowczych, uszkodzone przyrządy pomiarowe – termometry, barmotery) [Kozak 1998; Pacyna i Pacyna 2002].

Rozmieszczenie rtęci w profilach badanych gleb było zróżnicowane. Większą zawartość rtęci w poziomach powierzchniowych (0–20 cm) niż w podpowierzchniowych (40–60 i 90–110 cm) zaobserwowano w profilach gleb na obszarze parku na Wzgórzu Wolności i skweru na Babiej Wsi. Może to świadczyć o długim braku ingerencji człowieka w budowę profilu glebowego tych obszarów i jednocześnie o dopływie zanieczyszczeń pochodzących z atmosfery [Gworek i Czarnowska 1996, Lindqvist i in. 1991]. Może to również być zdeterminowane specyficzną właściwością rtęci, jaką jest powinowactwo do glebowej materii organicznej i związków siarki. Zdolność do wiązania rtęci przez materię organiczną potwierdzają badania Wallschlägera i in. [1998a, 1998b], które wykazały, że spośród wszystkich składników glebowych wiążących rtęć najważniejszą rolę odgrywa próchnica glebowa. Zależność ta nie została jednak statystycznie potwierdzona w glebach badanych obszarów.

Odmienne rozmieszczenie rtęci zaobserwowano w profilach gleb skweru przy ulicy Kujawskiej (tab. 2). Stężenie rtęci w poziomach podpowierzchniowych (40–60 i 90–110 cm) było znacznie większe niż w poziomach powierzchniowych (0–20 cm), co można tłumaczyć często wykonywanymi na tym terenie zabiegami mechanicznego przemieszania profili glebowych (wykopy remontowe, przebudowy dróg, zabiegi pielęgnacyjne trawników i skwerów) [Czarnowska 1978].

Pomimo nieistotnego współczynnika korelacji między zawartością ilitu koloidalnego, a zawartością całkowitą rtęci, zaobserwowano tendencję zwiększania się ilości tego metalu wraz ze wzrostem udziału frakcji drobnych w składzie granulometrycznym badanych gleb. Uziarnienie gleby jest jednym z czynników determinujących wiązanie rtęci, co potwierdza największa koncentracja tego pierwiastka w glebach ciężkich (glinach ciężkich i ilitach) [Kabata-Pendias i Pendias 1999]. Jest to ściśle związane z zawartością ilitu koloidalnego, ale przede wszystkim ze składem mineralogicznym gleby. Od uziarnienia między innymi zależą warunki wodno-powietrzne, które w znaczący sposób mogą wpływać na zdolność wiązania rtęci w glebie [Boszke i in. 2004, Fang 1981, Sarkar i in. 2000]. Uważa się, że w warunkach kwaśnego odczynu podstawowym adsorbentem rtęci jest materia organiczna [Schlüter 1995]. Zmiana warunków glebowych, szczególnie w wyniku zmniejszenia wartości pH, może prowadzić do uruchomienia związków rtęci, pierwotnie występujących w postaci nieprzyswajalnej [O'Neill 1998]. W glebach o odczynie obojętnym i lekko alkalicz-

nym lepsze zdolności sorpcyjne wykazują minerały ilaste oraz tlenki Fe, Mn i Al [Schlüter 1995]. W glebach o dużej wartości pH i dużej pojemności wymiennej kationów, występuje skłonność do immobilizacji (unieruchamiania) większości dostarczanych metali, w tym rtęci [O'Neill 1998]. Wraz ze zwiększaniem wartości pH zwiększa się ilość rozpuszczalnych związków humusowych i jednocześnie maleje sorpcja Hg(II). W glebach o małej zawartości rozpuszczalnych kwasów humusowych w zakresie pH od 3,0 do 5,0, dominujący wpływ na sorpcję rtęci ma powierzchnia właściwa gleby [Yin i in. 1996].

Według rozporządzenia Ministra Środowiska [2002] w sprawie standardów jakości gleb oraz standardów jakości ziemi dopuszczalne stężenie rtęci w glebach nie może przekroczyć $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ na głębokości 0–0,3 m i $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ na głębokości 0,3–15 m. Porównując całkowitą zawartość rtęci oznaczoną w glebach badanych rejonów miasta Bydgoszcz z wartościami dopuszczalnymi wg rozporządzenia MŚ należy stwierdzić, że wszystkie badane próbki (z wyjątkiem próbki nr 6) można zakwalifikować do gleb niezanieczyszczonych rtęcią. Przyjmując za naturalną zawartość rtęci w glebach w zakresie $0,05\text{--}0,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ [Kabata-Pendias i Pendias 1999], badane gleby można zaliczyć do gleb o naturalnej i podwyższonej zawartości tego metalu. Podobne wartości zaobserwowano w glebach ogródków działkowych na terenie Bydgoszczy ($21,49\text{--}1876,0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$), które z racji odmiennego użytkowania charakteryzują się większą zawartością materii organicznej i często odmiennymi warunkami fizycznymi [Dąbkowska-Naskręt i Różański 2007].

4. WNIOSKI

1. Całkowita zawartość rtęci wynosiła od 0,01 do $1,31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (za wyjątkiem jednej próbki – $4,03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Nie stwierdzono dominującego wpływu żadnego z badanych parametrów fizykochemicznych na zawartość i rozmieszczenie Hg w profilach badanych gleb.
2. Zróżnicowanie zawartości rtęci na badanych obszarach było spowodowane głównie odległością od źródeł zanieczyszczenia, wysokością względną położenia oraz rodzajem szaty roślinnej.
3. Ze względu na całkowitą zawartość rtęci, badane gleby należy zaklasyfikować do gleb o naturalnej i podwyższonej zawartości tego metalu. Wyjątek stanowi jedna próbka, którą na mocy obowiązującego prawa sklasyfikowano jako zanieczyszczoną tym metalem (powyżej $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

PIŚMIENNICTWO I AKTY PRAWNE

- BOSZKE L., KOWALSKI A., SIEPAK J. 2004. Grain size partitioning of mercury in sediments of the middle Odra River (Germany/Poland). *Water Air Soil Pollut.* 159: 125–138.
- BOWEN H. J. M. 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press, London: 333.

- CZARNOWSKA K. 1980. Akumulacja metali ciężkich w glebach, roślinach i niektórych zwierzętach na terenie Warszawy. *Roczniki Gleboznawcze* 31(1): 77–115.
- CZARNOWSKA L. 1978. Występowanie metali ciężkich w glebach zieleńców Warszawy. *Roczn. Nauk. Roln. Seria A nr 101/1*: 159–164.
- DĄBKOWSKA-NASKRĘT H., RÓŻAŃSKI SZ. 2002. Accumulation of heavy metals and physico-chemical properties of urbanozems from Bydgoszcz agglomeration. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna* 9(11): 1313–1318.
- DĄBKOWSKA-NASKRĘT H., RÓŻAŃSKI SZ. 2006. Distribution of heavy metals in urban soils from park area of Bydgoszcz. Poland. *Mengen und Spurenelemente* 23: 343–348.
- DĄBKOWSKA-NASKRĘT H., RÓŻAŃSKI SZ. 2007. Mercury content in garden soils of urban agglomeration. *Global NEST Journal* 9(3): 237–241.
- DĄBKOWSKA-NASKRĘT H., RÓŻAŃSKI SZ. 2009. Formy połączeń Pb i Zn w glebach urbanoziemnych miasta Bydgoszczy. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 41: 478–485.
- FANG S. C. 1981. Studies on the sorption of elemental Hg vapor by soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol* 10: 193–201.
- GODBOLD D. L. 1991. Mercury-induced root damage in spruce seedlings. *Water Air Soil Pollut.* 56: 823–831.
- GWOREK B., CZARNOWSKA K. 1996. Metale ciężkie w glebach wytworzonych z utworów aluwialnych i eolicznych okolic Warszawy. *Roczniki Gleboznawcze* 47 Supl: 65–73.
- KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN, Warszawa: 23–26, 171–83.
- KOZAK E. 1998. Skutki ekologiczne działalności likwidowanych Rzeszowskich Zakładów Lamp Wyładowczych „POLAM-RZESZÓW” w Pogwizdowie Nowym. W: *Odpady, zagrożenia dla środowiska*. WIOŚ, Rzeszów: 45–62.
- LINDQVIST O., JOHANSSON K., AASTRUP M., ANDERSSON A., BRINGMARK L., HOVSENIUS G., HÅKANSON L., IVERFELDT Å., MEILI M., TIMM B. 1991. Mercury in the Swedish environment. Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water Air Soil Pollut.* 55: 1–261.
- MALCZYK P., KĘDZIA W., NOWAK M. 1996. Metale ciężkie w glebach miasta Bydgoszczy. *Roczniki Gleboznawcze* 47(3/4): 195–202.
- MONTEIRO L., FURNESS R. 1995. Seabirds as monitors of mercury in the Marine environment. *Water Air Soil Pollut.* 80: 851–870.
- O'NEILL P. 1998. *Chemia Środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa – Wrocław: 244–254.
- PACYNA E.G., PACYNA J.M. 2002. Global emission of mercury from anthropogenic sources in 1995. *Water Air Soil. Pollut.* 137: 149–165.
- Polskie Towarzystwo Gleboznawcze 2009. *Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych – PTG 2008*. *Rocz. Glebozn.* 60(2): 5–16.

Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi z dnia 9 września 2002 r. Dz. U. Nr 165, poz. 1359.

- SARKAR D., ESSINGTON M. E., MISTRA K. C. 2000. Adsorption of mercury II by kaolinite. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 64: 1968–1975.
- SCHLÜTER K. 1995. Mercury translocation in and evaporation from soil: II Evaporation of mercury from podzolised soil profiles treated with HgCl_2 and CH_3HgCl . *J. Soil Contam.* 4: 269–299.
- SLEMR F., LANGER E. 1992. Increase in global atmospheric concentration of mercury inferred from measurements over the Atlantic Ocean. *Nature* 335: 434–457.
- WALLSCHLÄGER D., DESAI M. V. M., SPENGLER M., WILKEN R. 1998a. Mercury speciation in floodplain soil and sediments along a contaminated river transect. *J. Environ. Qual.* 27: 1034–1044.
- WALLSCHLÄGER D., DESAI M. V. M., SPENGLER M., WINDMÖLLER C. C., WILKEN R. 1998b. How humic substances dominate mercury geochemistry in contaminated floodplain soils and sediments. *J. Environ. Qual.* 27: 1044–1054.
- YIN Y., ALLEN H. E., LI Y., HUANG C. P., SANDERS P. F. 1996. Adsorption of mercury(II) by soil: effect of pH, chloride, and organic matter. *J. Environ. Qual.* 25: 837–844.