

Słowa kluczowe: gleby miejskie, mobilność metali ciężkich, ocena stanu gleb miejskich

Andrzej GREINERT*

NORMY ZAWARTOŚCI METALI CIĘŻKICH W GLEBACH W POLSCE I UE W KONTEKŚCIE ICH MOBILNOŚCI W WARUNKACH PRESJI URBANISTYCZNEJ

W ramach normowania stanu gleb zaproponowano dotychczas różne podejścia – od odzwierciedlenia zawartości całkowitej do w różnym stopniu mobilnej. Obok wpływu oznaczanych właściwości gleb antropogenicznych, wpływ na zachowanie się w nich zanieczyszczeń ma czas istnienia pokrywy glebowej i sposób jej konstrukcji. Wobec gleb miejskich wykazano duże zróżnicowanie udziału potencjalnie biodostępnej formy metali ciężkich w formie całkowitej: 1,9-98,7% Cd, 0,8-93,3% Cu, 1,3-91,3% Ni, 0,7-99,9% Pb i 0,4-98,9% Zn. Wykazano brak korelacji między kształtowaniem się analizowanej charakterystyki od odczynu gleb i ich właściwości sorpcyjnych. Tym samym pojawia się pytanie o poprawność wyznaczenia granic zanieczyszczenia, nie uwzględniających wpływu antropopresji na genezę, a w konsekwencji zachowanie się gleb.

1. WPROWADZENIE

Normowanie zawartości w glebach metali ciężkich, a także innych pierwiastków i związków chemicznych, potencjalnie szkodliwych dla organizmów żywych to zagadnienie stosunkowo nowe. Wcześniej zajęto się czystością wód i powietrza atmosferycznego, aby w końcu lat 80-tych XX w. podjąć próby regulacji stanu gleb. Zaproponowano różne podejścia metodyczne, najczęściej jednak odnosząc liczby graniczne do zawartości całkowitej pierwiastków [8,14,17,19]. Równoległe różne ośrodki próbowały uchwycić zjawisko sorpcji glebowej, jako fundamentalne dla biodostępności zanieczyszczeń glebowych [6]. Wielu autorów zaproponowało różne normatywy dla gleb różnorodnie użytkowanych, czasem z wydzieleniem i wewnętrznym podziałem terenów miejskich [1,8,17].

Zauważone efekty zostały w różnym stopniu wykorzystane w toku ustalania norm prawnych regulujących stan gleb, np.: EBBodSchG [1], Rozp. MŚ w sprawie standardów jakości gleby i standardów jakości ziemi (Dz.U. 02.165.1359).

* PWSZ w Sulechowie, Zakład Kształtowania Terenów Zieleni, ul. Armii Krajowej 51, 66-100 Sulechów, a.greinert@pwsz.sulechow.pl; Uniwersytet Zielonogórski, Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów, ul. Prof. Z. Szafrana 15, 65-246 Zielona Góra, A.Greinert@iis.uz.zgora.pl

W ustaleniach normatywnych skłoniono się ku łatwiejszemu w użyciu sformułowaniu granic w oparciu o zawartość form ogólnych. Granice liczbowe zostały wyznaczone biorąc pod uwagę główne właściwości gleb. Prace prowadzone na obszarach miejskich wskazują na wyjątkowe skomplikowanie charakterystyki stanu gleb, gdyż obok wpływu właściwości sorpcyjnych, odczynu, czy potencjału redox, wielki wpływ na zachowanie się w nich zanieczyszczeń mają czas istnienia pokrywy glebowej i sposób jej konstrukcji [2,4,5,11]. W wielu opracowaniach znaleźć można dane, wskazujące na relatywnie wysokie obciążenie chemiczne gleb na obszarach przydrożnych, przemysłowych i poprzemysłowych [4,5,18]. Tymczasem drogi są w ostatnich latach intensywnie przebudowywane, a część jest nowo konstruowana. Ulokowane w miastach obiekty fabryczne zmieniają się w mieszkalne lofty lub obiekty handlowe. Linie kolejowe są demontowane i przekształcane w ścieżki rowerowe i trakty piesze. W końcu składowiska i hale magazynowe ustępują miejsca osiedlom mieszkaniowym i terenom zieleni. Wiąże się to z gruntowną przebudową gleb, z wprowadzeniem dużych mas ziemnych z zewnątrz, bądź wyniesieniem na powierzchnię materiałów niegdyś zalegających głębiej. Są one mniej obciążone niż te, które niegdyś pokrywały opisywane obszary. Tym samym tereny, które powinny być wysoko obciążonymi różnymi zanieczyszczeniami, faktycznie takimi nie są [9,10]. Czy jednak powinno to uspokajać dysydentów? Przesunięcie na wierzch materiałów niegdyś głębiej zalegających nie czyni danego obszaru czystym. Działanie takie jest de facto bardzo groźne, powodując ukrycie zanieczyszczonych warstw glebowych na głębokościach nie podlegających monitoringowi lub go utrudniających. Stwarza to niebezpieczeństwo powstania „bomb ekologicznych” – toksycznych depozytów, mogących przemieszczać się do poziomów wodonośnych. Jeśli warstwy takie zalegają w obrębie korzenia się drzew i krzewów, niebezpieczeństwo skażenia dotyczy również bezpośrednio organizmów żywych.

Miasta jako obszar zainteresowania ochrony środowiska to novum w naukach przyrodniczych. Intensywne użytkowanie i liczne wpływy degradacyjne kazały dotychczas traktować je jako swoiste, dopuszczone do użytkowania składowiska nieczystości. Dynamika presji urbanistycznej, wraz z przyrostem liczby mieszkańców miast – ponad 50% populacji Ziemi żyje obecnie w miastach, każe inaczej spojrzeć na te obszary. Ludność miast początku XXI wieku to siła rozwoju cywilizacji, czy tego chcemy czy nie. Ta siła jednak coraz częściej zapada na liczne choroby, związane między innymi z zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego. W tym zakresie wydaje się często, że czysta woda pitna plus czyste powietrze, którym oddychamy, rozwiązują problemy zdrowotne. Nie ma czystego środowiska bez czystych gleb, począwszy od bezpośrednich relacji dziecka „zjadającego lub wynoszącego swój plac zabaw” [13,16,23,24] do skomplikowanych dróg łańcucha pokarmowego: od gleb, poprzez warzywa i owoce z terenów działkowych, pozyskiwane zioła, hodowane zwierzęta, do organizmu człowieka [7,21,26]. Dochodzą do tego zjawiska

bezpośredniego pochłaniania przez zwierzęta i ludzi zanieczyszczeń z wtórnie pyłących, za sprawą erozji wietrznej, materiałów glebowych.

Część z przedstawionych problemów kieruje myśli ku analitycznemu określeniu całkowitej zawartości metali ciężkich w glebach miejskich. Inne jednak każą zastanowić się jaka część zanieczyszczenia jest potencjalnie dostępna dla organizmów żywych – roślinnych i zwierzęcych. W końcu należy zastanowić się, jak zanieczyszczenia mogą przemieszczać się w głąb profilu glebowego, zagrażając depozytom wód gruntowych. Niezbędnym uzupełnieniem takich przemyśleń jest określenie różnic w zachowaniu się środowiska glebowego na terenach miejskich w porównaniu z glebami naturalnej genezy.

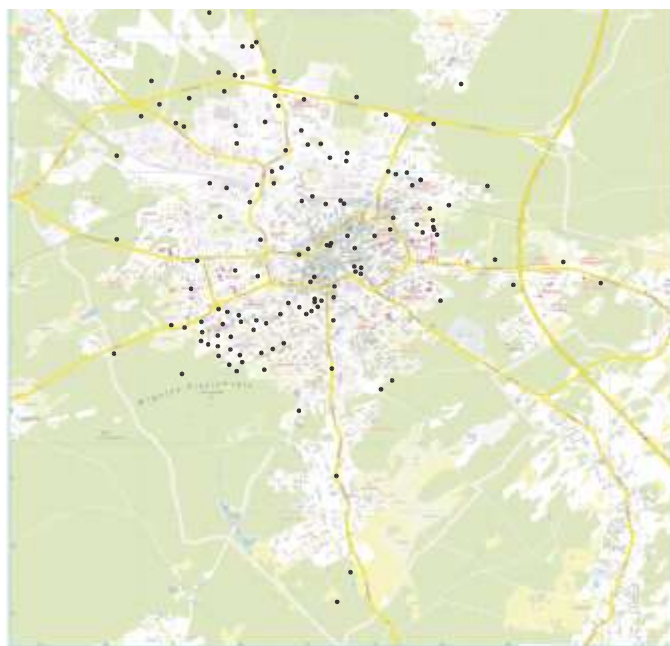
2. METODY

Badania przeprowadzono w Zielonej Górze – 120-tysięcznym mieście na zachodzie Polski. Odzwierciedla ono typowy dla Europy historyczny przebieg rozwoju miasta – od osady rolniczo-rzemieślniczej (z dużym udziałem sadów i winnic), poprzez burzliwą industrializację, aż po upadek przemysłu ciężkiego i rozbudowę usług oraz dynamiczny rozrost powierzchni.

Analizie poddano próbki glebowe pobrane z profili gleb miejskich, zlokalizowanych w miejscach odzwierciedlających różne formy i poziomy presji urbanistycznej (rys. 1). Uzupełniono je zbiorczymi próbkami powierzchniowymi, pobranymi z powierzchni około 20 m² każda, z poziomów próchnicznych.

W próbkach oznaczono szereg właściwości fizycznych, fizyczno-chemicznych i chemicznych, według typowych metod gleboznawczych. Zawartość Cd, Cu, Ni, Pb i Zn oznaczono metodą absorpcji atomowej AAS FL, w wyciągach w wodzie królewskiej oraz 0,1M HCl. Odczyn określono potencjometrycznie w wodzie destylowanej oraz 0,01M CaCl₂, skład granulometryczny – metodą Casagrande w modyfikacji Prószyńskiego, zawartość węgla – metodą detekcji NDIR.

Analizę statystyczną przeprowadzono wykorzystując oprogramowanie Statistica for Windows 7.0. Wyznaczono statystyki podstawowe oraz korelacje między wskaźnikami stanu gleb na poziomach istotności $\alpha = 0,01$ i $0,05$.



Rys. 1. Umiejscowienie punktów poboru próbek glebowych

3. WYNIKI I DYSKUSJA

Funkcjonalność antropogenicznych gleb miejskich warunkowana jest w dużej mierze przez właściwości sorpcyjne. Możliwości utrzymania roślinności, zapewnienie bezpieczeństwa wód pitnych, pobieranych z ujęć głębinowych, a także minimalizacja zagrożenia ze strony zanieczyszczeń są silnie związane z właściwościami sorpcyjnymi gleb. Na obszarach ogrodów działkowych aspekt ten dodatkowo wiąże się z produkcją „czystej” żywności. Sorpcja zależy w głównej mierze od zawartości materii organicznej i mineralnej frakcji koloidalnej. Domieszki części szkieletowych, np. gruzu budowlanego, obniżają pojemność sorpcyjną wobec kationów, co potwierdzają badania Hillera i Meusera [11], dotyczące gleb Zagłębia Ruhry. Autorzy zwrócili też uwagę na wpływ użytkowania gleb na pojemność sorpcyjną gleb. Związane jest to z działaniami użyźniającymi lub ich brakiem oraz głębokością przekształcenia mechanicznego naturalnych utworów glebowych. Na prezentowanym w pracy obszarze uzyskano wyniki, świadczące o zróżnicowanych ale generalnie niskich właściwościach sorpcyjnych (tab. 1).

Jedną z powszechnie stwierdzanych różnic między glebami miast i obszarów pozamijskich, jest kształtowanie się ich odczynu. W badaniach gleb Zielonej Góry wykazano odmienny odczyn poziomów powierzchniowych i niżej położonych w profilu glebowym. W tych pierwszych 21,9% charakteryzuje się odczynem

obojętnym i 9,4% – alkalicznym. Głębiej zalegające wykazały w 24,4% odczyn obojętny i 50,7% – alkaliczny (tab. 1). Jest to typowy efekt praktyki powierzchniowej rekultywacji gleb miejskich pod przyszłe formy użytkowania. Użytkowanie terenu różnicuje ich odczyn. Niskie wartości odczynu są typowe dla lasów komunalnych i starych parków, natomiast wysokie dla młodych obszarów zabudowanych. Na rolę odczynu w pobieraniu metali ciężkich przez rośliny i kształtowaniu się ich mobilności w glebie zwracali uwagę Herms i Brümmer [12]. Z drugiej strony, lekko kwaśny odczyn jest korzystny dla większości roślin wykorzystywanych w konstrukcji miejskich terenów zielonych (optimum 6,0–6,5). Także oczyszczanie wód wsiąkających w głąb profilu glebowego, jest w tych warunkach najbardziej efektywne.

Tab. 1. Statystyki podstawowe opisywanych wyników badań

Właściwość	N waż- nych	Średnia	P.ufn. -95,0%	P.ufn. +95,0%	Min.	Max.	War.	Odch. std.	Błąd std.
< 0,02	535	4,87	4,36	5,39	0,00	55,00	37,11	6,09	0,26
< 0,002	535	0,98	0,79	1,18	0,00	18,00	5,41	2,33	0,10
TOC	531	4,02	3,48	4,56	0,00	60,26	39,69	6,30	0,27
pH-woda	525	7,17	7,10	7,24	4,12	9,15	0,67	0,82	0,04
pH-CaCl ₂	525	6,78	6,71	6,85	3,52	8,26	0,64	0,80	0,04
Hh	532	0,84	0,72	0,97	0,00	18,28	2,20	1,48	0,06
S	529	10,66	10,05	11,26	0,00	24,70	50,27	7,09	0,31
T	529	11,51	10,89	12,12	0,95	40,40	52,45	7,24	0,31
V	505	89,22	87,85	90,60	0,00	99,91	247,92	15,75	0,70
Cd-ks	525	0,12	0,11	0,12	0,00	0,78	0,01	0,11	0,00
Cd-wk	535	0,45	0,43	0,48	0,10	2,92	0,08	0,28	0,01
Cd-ks/wk	525	27,65	25,60	29,70	0,00	98,70	570,75	23,89	1,04
Cu-ks	526	7,20	6,44	7,95	0,26	94,39	77,59	8,81	0,38
Cu-wk	535	24,84	21,58	28,09	2,58	474,86	1470,44	38,35	1,66
Cu-ks/wk	526	39,20	37,13	41,27	0,67	205,35	583,30	24,15	1,05
Ni-ks	526	1,73	1,61	1,85	0,00	17,03	1,91	1,38	0,06
Ni-wk	535	11,09	10,46	11,72	1,00	54,97	55,49	7,45	0,32
Ni-ks/wk	526	20,26	18,87	21,64	0,00	91,36	261,11	16,16	0,70
Pb-ks	526	11,16	10,25	12,07	0,00	98,02	112,98	10,63	0,46
Pb-wk	530	39,49	28,22	50,77	0,00	2406,71	17462,26	132,14	5,74
Pb-ks/wk	514	51,55	49,05	54,04	0,76	99,96	829,69	28,80	1,27
Zn-ks	525	18,30	16,83	19,78	0,00	71,50	296,44	17,22	0,75
Zn-wk	535	80,80	74,02	87,57	5,40	510,55	6361,88	79,76	3,45
Zn-ks/wk	526	27,39	25,68	29,11	0,00	98,87	399,69	19,99	0,87

ks – forma rozpuszczalna w 0,1M HCl; wk – forma rozpuszczalna w wodzie królewskiej; P.ufn. – przedział ufności; Min. – wartość minimalna; Max. – wartość maksymalna; War. – wariancja; Odch. std. – odchylenie standardowe; Błąd std. – błąd standardowy

Przestrzeń miejska jest bogata w źródła metali ciężkich. Należą do nich emisje przemysłowe, komunalne i komunikacyjne, spływy z ulic [15], przesiąki i erozyjne zmywy składników ze składowisk odpadów i ich podpowierzchniowych depozytów

[2,5,11,18], erozja elementów infrastruktury miejskiej [20], stosowanie materiałów użyźniających, w tym kompostów na bazie osadów ściekowych [22,25,27], stosowanie niektórych środków ochrony roślin [10] i wiele innych. W prezentowanych badaniach stwierdzono wysoce istotną statystycznie korelację między udziałem domieszek pobudowlanych i mieszanych (z udziałem odpadów komunalnych) a zawartością formy rozpuszczonej w 0,1M HCl Cd, Cu, Ni, Pb i Zn oraz formy rozpuszczonej w wodzie królewskiej Cu, Pb, i Zn.

Analizowany obszar odznacza się obecnością wszystkich wymienionych wyżej źródeł metali ciężkich. Problem obecności ich w glebach jest jednak bardzo złożony, co nie wynika tylko z ruchu mas powietrza i kierunków spływu powierzchniowego. Na pierwszy plan wychodzi kwestia czasu ekspozycji gleb na immisje. Szybka rozbudowa i przebudowa w ostatnich 30 latach przyniosły skutek w postaci wymiany materiałów zalegających na powierzchni większości obszaru miasta. Dodatkowo, w trakcie budowy gleby zostały głęboko wymieszane, co spowodowało efekt rozcieńczenia metali ciężkich w masie glebowej. Tym samym zdecydowana większość obszaru miejskiego wykazuje niskie obciążenie gleb metalami ciężkimi. Zgodnie z ustaleniami normatywnymi i innymi, stosowanymi do oceny stanu gleb – Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U. 02.165.1359), opracowanie IUNG w Puławach [14], „Lista Berlińska”, „Lista Holenderska” – są one czyste, mogące być użytkowanymi bez ograniczeń. Opracowania te, o czym należy pamiętać, przedstawiają zawartość całkowitą metali ciężkich i odnoszą się do gleb jako akumulatora, a nie transmitera tych zanieczyszczeń.

Uwagę zwraca fakt wysokiej potencjalnej mobilności oznaczonych metali ciężkich (tab. 1). Wskazuje to na możliwość łatwego w większości przypadków pobierania tych pierwiastków przez organizmy żywe i sukcesywnej w nich kumulacji. Stosunkowo prosta jest też migracja tych zanieczyszczeń w głąb profilu glebowego, do poziomu wód gruntowych. Uwagę na fakt konieczności uwzględnienia tego faktu w wyznaczaniu stanu gleb zwrócili Milani i wsp., opracowując wskazania dla gleb, z punktu widzenia ochrony wód gruntowych [19]. Jest to właściwy krok z racji zdolności migracji metali ciężkich w profilu glebowym, przy zdecydowanie niższych dopuszczalnych ich koncentracjach w wodach gruntowych niż w glebach.

Krótki czas zalegania nowo utworzonej pokrywy glebowej wpływa też na zaburzenie powiązań wewnętrznych i niestabilność przebiegu zjawisk sorpcyjnych. Wskazuje na ten fakt brak istotnej statystycznie zależności między większością właściwości gleb a obecnością formy potencjalnie ruchomej większości badanych metali ciężkich w glebach miasta. Jedyne stosunek formy rozpuszczonej w 0,1M HCl do formy rozpuszczonej w wodzie królewskiej Pb i Cu korelował ujemnie w sposób istotny z wysyceniem kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym (odpowiednio: $r = -0,45$ i $r = -0,40$).

4. WNIOSKI

1. Gleby miejskie wykazują dużą złożoność zachowania się wobec metali ciężkich, w tym sorpcji i desorpcji.
2. Zjawiska sorpcyjne warunkowane są właściwościami gleb, czasem depozycji oraz konstrukcją profilu glebowego.
3. Czas depozycji metali ciężkich w konkretnych warunkach przestrzennych musi być brany pod uwagę przy konstrukcji norm stanu gleb antropogenicznych.
4. Na terenach miejskich powinno się dążyć do zaostrzenia liczb granicznych metali ciężkich z uwagą na ich wysoką mobilność.
5. Dobrym rozwiązaniem jest opracowywanie wskazań stanu gleb z punktu widzenia stanu organizmów żywych i wód gruntowych.

LITERATURA

- [1]. Bachmann G., Freier K., Konietzka R.: Soil levels based on the German Soil Protection Bill. Contaminated Soil '95; vol. I; s. 711-719; Kluwer Academic Publishers; Netherlands 1995
- [2]. Blume H.P., Sukopp H.: Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schriftenreihe f. Vegetat. 10, Bonn-Bad Godesberg 1976.
- [3]. Blume H.P., Schleuss U.: Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenr. Inst. Pflanzenern. Bodenk.; Universität Kiel, nr 38. 1997.
- [4]. Burghardt W.: Soils in urban and industrial environments. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157, s. 250-214. Weinheim 1994.
- [5]. Burghardt W. (ed.): Urbaner Bodenschutz. Springer Verlag, Berlin - Heidelberg 1996.
- [6]. Castillo J., Iturrondobeitia J.C.: Reference level for soil in the Basque Autonomous Community. Contaminated Soil '95. Kluwer Academic Publishers. Soil & Environment, vol. 5/1. s. 725-726. Dordrecht 1995.
- [7]. Clark H.F., Hausladen D.M., Brabander D.J.: Urban gardens: Lead exposure, recontamination mechanisms, and implications for remediation design. Environmental Research 107, p. 312-319, Elsevier 2008
- [8]. Eikmann Th., Kloke A., Eikmann S.: Environmental, medical and toxicological assessment of soil contamination. Contaminated Soil '93. vol. I, s. 327-336. Kluwer Academic Publishers 1993
- [9]. Greinert A.: Ochrona i rekultywacja terenów zurbanizowanych. Wydaw. PZ, Zielona Góra 2000. ISBN 83-85911-12-X
- [10]. Greinert A.: Studia nad glebami obszaru zurbanizowanego Zielonej Góry. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego 2003; ISBN 83-89321-38-6
- [11]. Hiller D.A., Meuser H.: Urbane Böden. Springer Verlag 1998.
- [12]. Herms U., Brümmer G.: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. Band 147. Heft 3. s. 400-424. Weinheim 1984. Hiller i Meuser: 1998
- [13]. Hunt A., Johnson D.L., Griffith D.A.: Mass transfer of soil indoors by track-in on footwear. Science of the Total Environment 370, p. 360-371, Elsevier 2006
- [14]. Kabata-Pendias A.: Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOŚ, IUNG Warszawa 1995. Kahle i Coburger: 1996

- [15]. Maciejewska A., Kwiatkowska J.: The influence of anthropogenic factors on degradation of soil along highways as well as in the city of Warsaw. First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, vol. III, s. 749-754, Universität-GH Essen 2000.
- [16]. Maqsood A., Siddiqui M.K.J.: Environmental lead toxicity and nutritional factors. *Clinical Nutrition* 26, p. 400-408, Elsevier 2007
- [17]. Martinez T. , Alonso E., Gonzales de Goldeano L., Cambra K.: Setting soil quality standards for health protection in the Basque autonomous community. *Contaminated Soil '95*. vol. I, s. 739-740. Kluwer Academic Publishers 1995
- [18]. Meuser H.: Schadstoffpotential technogener Substrate in Boden urban-industrieller Verdichtungsräume. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 159, s. 621-628, Vch Verlagsgesellschaft MbH. 1996
- [19]. Milani A., Carella F., Petruzelli G., Jean P., Di Nuzzo N.: Soil quality criteria and remediation goals for regione Lombardia's legislation on soil quality protection and contaminated sites reclamation. *Contaminated Soil '95*. Kluwer Academic Publishers. *Soil & Environment*, vol. 5/1. s. 681-690. Dordrecht 1995.
- [20]. Palm V., Östlund C.: Lead and zinc flows from technosphere to biosphere in a city region. *The Science Of The Total Environment* 192; 95-109. Elsevier Science B.V. 1996.
- [21]. Peryea F.J.: Gardening on Lead- and Arsenic-Contaminated Soils. *College of Agriculture and Home Economics. WSU Cooperative Extension Bulletin*, pp. 13, Washington State University 1999
- [22]. Ramos M.C.: Metals in vineyard soils of the Penede's area (NE Spain) after compost application. *Journal of Environmental Management* 78, p. 209-215, Elsevier 2006
- [23]. Ren H.M., Wang J.D., Zhang X.L.: Assessment of soil lead exposure in children in Shenyang, China. *Environmental Pollution* 144, p. 327-335, Elsevier 2006
- [24]. Ryan J.A., Scheckel K.G., Berti W.R., Brown S.L., Casteel S.W., Chaney R.I., Hallfrisch J., Doolan M., Grevatt P., Maddaloni M., Mosby D.: Children's risk from lead in soil. *Environmental Science & Technology*, January 1, American Chemical Society 2004
- [25]. Sæbøa A., Ferrini F.: The use of compost in urban green areas – A review for practical application. *Urban Forestry & Urban Greening* 4, p. 159-169, Elsevier 2006
- [26]. Traunfeld J.H., Clement D.L.: Lead in Garden Soils. *Home & Garden. Maryland Cooperative Extension. University of Maryland* 3/2001.
- [27]. Zhenli L. Hea, Xiaoe E. Yanga, Stoffella P.J.: Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 19, p. 125-140, Elsevier 2005

HEAVY METAL CONTENT IN SOILS IN POLISH AND EU REGULATIONS IN CONTEXT THEIR MOBILITY CAUSED BY THE URBAN PRESSURE

In the works about soils state regulation different methodical approaches were proposed – from reflection of total content to different kinds of available forms. Beside influence of the sorption properties, contaminants behavior in soils is determined by the tense of existence of soil cover and way of her construction. The large differentiation of the potentially bioavailable heavy metals content in the total content was determined: 1,9–98,7% Cd, 0,8–93,3% Cu, 1,3–91,3% Ni, 0,7–99,9% Pb and 0,4–98,9% Zn. It was showed the lack of correlation between the analyzed characteristics and reaction as good as sorption properties of soils. Question appears about correctness of impurity borders delimitation, not taking into account influence of anthropogenic pressure on origin, and in consequence behavior of soils.