

BADANIA ZAWARTOŚCI Pb W GLEBACH I W TRAWACH *AGROSTIS CAPILLARIS* I *BRACHYPODIUM SILVATICUM*

Study of Pb content in the soil and grasses *Agrostis capillaris* & *Brachypodium silvaticum*

Alicja KICIŃSKA

*Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska,
Katedra Geologii Ogólnej, Ochrony Środowiska i Geoturystyki;
al. Mickiewicza 30, 30-052 Kraków;
e-mail: kicinska@geol.agh.edu.pl*

Abstract: The aim of the research was to define the amount of lead in soils and common grasses, which were taken from polluted areas, and look for a relations between the total concentration in soils, their bioavailable parts and concentrations in plants. Study of accumulation properties of grass *Agrostis capillaris* and *Brachypodium silvaticum*, which are growing in different nature abodes shown that they can be used as biomarkers of lead pollutions.

Key words: Pb, soils, grasses, biomarkers

Słowa kluczowe: Pb, gleby, trawy, biowskaźniki

WSTĘP

Rozprzestrzenianie pierwiastków toksycznych, takich jak ołów, już od czasów średniowiecza wzbudzało zainteresowanie ludzkości wynikające z obawy przed ich skutkami (embriotoksycznymi, mutagennymi oraz terato- i kancerogennymi), mogącymi prowadzić do degradacji terenów, na których rozwijało się osadnictwo (Davies 1995, Olendryński *et al.* 1995, Bell & Treshow 2004). Liczne badania prowadzone na obszarach wydobywania i przeróbki rud Zn-Pb wskazują, iż w bliskim sąsiedztwie zakładów górniczo-metalurgicznych ilości metali ciężkich w poszczególnych komponentach środowiska przyrodniczego nieustannie wzrastają (Dueck 1986, Pasieczna & Lis 1995, Kicińska-Świdorska 1998, Piotrowska 1998). Globalne zanieczyszczenie i daleki transport drobnych pyłów przemysłowych powodują opad i koncentrację składników toksycznych w glebach, wodach i roślinach, oddalonych o dziesiątki a nawet setki km od emitorów zanieczyszczeń (Tsuchijan 1990, Gambuś 1993, Migaszewski 1998, Kabata-Pendias & Mukherjee 2007). Zawartość ołowiu w poszczególnych częściach środowiska (biotycznego i abiotycznego) była przedmiotem wielu badań i analiz (Kabata-Pendias & Pendias

1979, Gambuś 1993, Ernst 1996, Terelak & Piotrowska 1998, Migaszewski *et al.* 2004). Oprócz emisji pyłowych, mimo zwiększającej się sprzedaży benzyny bezołowiowej, zauważalny jest wzrost koncentracji tego pierwiastka w glebach i roślinach zajmujących siedliska wzdłuż traktów komunikacyjnych, a czterocyjanki akumulowany w glebach stanowi poważne zagrożenie ekologiczne (Olendryński *et al.* 1995).

CEL PRACY, MATERIAŁ I METODY BADAWCZE

Określenie wzajemnych zależności, rozumianych jako obieg i transport na drogach bio- i geochemicznych przemian w układzie rośliny–gleba, przeanalizowano na dwóch, jakże różniących się zespołach próbek. Pierwszy typ obszaru to próbki z terenów silnie zanieczyszczonych, które zostały pobrane w odległościach od 100 do 6500 m od głównych emitatorów zanieczyszczeń w rejonie Bukowna, Miasteczka Śląskiego i Krakowa–Nowej Huty (Fig. 1). Drugi zespół próbek został pobrany wzdłuż traktów komunikacyjnych na obszarze Beskidu Sądeckiego (obszar kontrolny). Łącznie na terenie zanieczyszczonym pobrano 30 próbek glebowych i tyleż samo reprezentatywnych prób materiału roślinnego w okresie jesiennym. Na obszarze kontrolnym (niezanieczyszczonym) zostało pobranych analogicznych 45 prób. Materiał roślinny, pobrany i rozpoznany zgodnie z PN-83/R-04012.00 i PN-81/R-04014, przynależał do dwóch gatunków traw: mietlicy (*Agrostis capillaris*) i kłosownicy (*Brachypodium silvaticum*). Z rejonu Bukowna dodatkowo pobrano 80 osobników traw mietlicy, które podzielono na części: korzeń, łodygę i liście zróżnicowane wiekowo, od najstarszego do najmłodszego (1–4) oraz wydzielono liście obumarłe. Probki glebowe zostały pobrane, przygotowane zgodnie z wymogami BN-78/9180-02 i rozłożone metodą 3050B (kwasowego rozkładu gleb). W wyekstrahowanych roztworach oznaczono stężenie Pb za pomocą aparatów: ICP-MS Elan 6100 firmy Perkin-Elmer oraz ICP-AAS Plasma 40 Perkin Elmer.

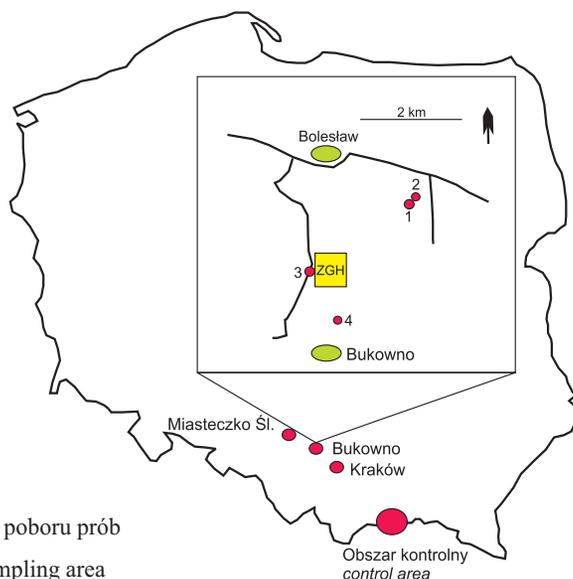


Fig. 1. Schemat miejsc poboru prób

Fig. 1. Map of the sampling area

WYNIKI I DYSKUSJA

Największe zawartości ołowiu zostały stwierdzone w glebach znajdujących się w bliskim (50÷750 m) sąsiedztwie zakładów wydobywczo-przerobczych i mieściły się w zakresie 57÷11939 mg/kg, przy czym zawartości Pb są znacząco większe dla gleb z rejonu Bukowna i Miasteczka Śląskiego, niż dla gleb z rejonu Krakowa (Tab. 1). Wszystkie z pobranych próbek wykazały zawartość wielokrotnie (nawet 500-krotnie) większą od zawartości określanej jako naturalną dla gleb Polski, to jest 25 ppm (Kabata-Pendias & Pendias 1979). Najwyższe ilości oznaczono w próbkach pobranych najbliżej zakładów emitujących zanieczyszczenia pyłowe, tj. na dystansie do 1 km od źródła zanieczyszczającego. Podobnie wysokie ilości Pb stwierdziła Piotrowska (1998) na obszarze Tarnowskich Gór, gdzie w glebach oznaczono ponad 7000 mg Pb/kg, a w trawach powyżej 10 mg/kg badanego pierwiastka.

Tabela (Table) 1

Występowanie Pb (mg/kg) w próbkach gleb i traw
Lead content (mg/kg) in grass and soil samples

Badany rejon <i>Region</i>	N = ilość próbek <i>Number of samples</i>	Zakres i średnia występowania Pb w glebach [mg/kg] <i>Range and average of Pb in soils</i>	Zakres i średnia występowania Pb w trawach [mg/kg] <i>Range and average of Pb in grass</i>
Bukowno	10	505÷5979/1601	62÷1565/459
Kraków–Nowa Huta	10	57÷3227/608	16÷73/34
Miasteczko Śląskie	10	01÷11939/2493	86÷1020/441
Beskid Sądecki	45	13÷118/54	0.07÷9.55/2.19
Łącznie, <i>Total</i>	75	13÷11939	0.07÷1565
Zawartość naturalna* <i>Natural content</i>		25÷40/25	0.4÷46/2.1

* wg Kabaty-Pendias & Mukherjee 2007.

Na obszarze kontrolnym (niezanieczyszczonym), stwierdzony zakres Pb w próbkach glebowych wahał się od 13 do 118 mg/kg (średnia 54 ppm, dla $n=45$). Pomimo, iż próbki zostały pobrane z pasa ziemi biegnącego wzdłuż dróg krajowych (nr 75, 87 i 969), zaledwie w 4 miejscach stwierdzono koncentracje Pb powyżej 100 mg/kg. Średnia zawartość Pb dla gleb powiatu nowosądeckiego wyliczona przez Terelak & Piotrowską (1998) wyniosła 27 mg/kg (dla $n=647$).

Rozmieszczenie ołowiu w profilach glebowych pobranych na terenach zanieczyszczonych wyraźnie wskazuje na długotrwałe – zwłaszcza w rejonie Bukowna i Miasteczka Śląskiego oddziaływanie antropogeniczne. Największe koncentracje zostały stwierdzone w powierzchniowych warstwach gleby (poziom organiczny O; 0÷5 cm p.p.t.), a w kolejnych – głębszych interwałach nieznacznie malały, przekraczając nadal zawartość naturalną, która powinna odpowiadać zawartości Pb w skałach macierzystych (Fig. 2).

Z punktu widzenia toksykologicznego zagrożenia, wynikającego z obecności zwiększonych ilości Pb istotniejszą kwestią jest nie tyle zawartość całkowita, ale formy związania

(występowania) metalu w środowisku glebowym. W pracy Kicińskiej-Świdorskiej (1998) zostały przedstawione formy związania Pb w glebach zanieczyszczonych: aż 33÷54% całkowitej zawartości badanego metalu związana jest z węglanami i związkami Fe; na pozycjach wymiennych znajduje się 3÷20% zawartości ogólnej Pb; najmniej, bo około 1% wiąże substancja organiczna. Zupełnie inną sytuację stwierdzono w próbkach z terenów niezanieczyszczonych, średnio 55% z ogólnej zawartości ołowiu związana jest siecią krystaliczną minerałów występujących w glebach, a na pozycjach wymiennych stwierdzono zaledwie 1%. Podobne wyniki uzyskała Piotrowska (1998) badając gleby z dawnego województwa nowosądeckiego oraz gleby zanieczyszczone pyłami hutniczymi. Świadczy to o dużej mobilności Pb zawartego w glebach na terenach zanieczyszczonych, a z kolei o niewielkiej biodostępności tego metalu w glebach na obszarze kontrolnym.

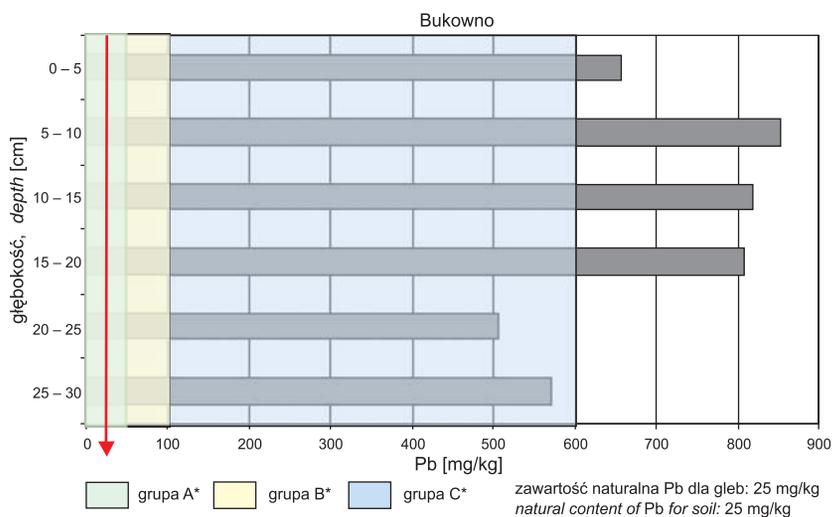


Fig. 2. Zawartość Pb w profilu glebowym z rejonu Bukowna

Fig. 2. Pb content in soil profile from Bukowno area

Istotnym pytaniem jest: jaki procent zawartości całkowitej ołowiu jest „dostępny” dla roślin, oraz jaka jego część może być włączona w łańcuchach troficznych? Większość roślin pobiera ten metal systemem korzeniowym (w sposób bierny bądź aktywny) z roztworu glebowego, ale znaczna część Pb asymilowana jest też poprzez kutykulę i woski znajdujące się na nadziemnych częściach roślin (Woźny 1998). O ile związki Pb uwalniane wskutek działalności przemysłowej (takie jak: $PbSO_4$, $PbO \cdot PbSO_4$, PbS) i spalania paliw samochodowych: ($PbBrCl$, $PbBrCl \cdot 2NH_4Cl$ ulegające przekształceniu w węglany i tlenki Pb) są trudno dostępne dla roślin, o tyle związki kompleksowe (organiczne i nieorganiczne) są znacznie łatwiej (nawet 10-krotnie) przyswajane przez korzenie roślin. Ważne jest w tej kwestii również zróżnicowanie gatunkowe, a nawet osobnicze roślin. Odporność osobnicza może polegać na mechanizmie „rozpoznawania zagrożenia” (sensu Woźny 1998) i ograniczenia (częściowego bądź całkowitego) jego pobierania oraz zmniejszania toksyczności czynnika stresowego, polegającego na biochemicznej detoksyfikacji lub kompartmentacji. Rośliny mogą wydzielać kwaśny śluz

(zawierający poligalakaturoniany), który chroni system korzeniowy przed wnikaniem toksycznych jonów. Innym mechanizmem obronnym może być tworzenie się na powierzchni korzeni ektomikoryzowych mufek grzybnionych, stanowiących swoisty filtr dla toksycznych elementów (Turnau *et al.* 1996, Woźny 1998).

W celu wyjaśnienia tej kwestii wykonano ekstrakcję próbek glebowych roztworem 0.05 M EDTA (roztwór kompleksowy), a w otrzymanych roztworach oznaczono od 58 do 5728 mg Pb/kg, co stanowi średnio 57% zawartości całkowitej Pb w glebie. Jak widać jest to wynik dalece niepokojący.

W materiale roślinnym (trawach) zostały również stwierdzone wysokie zawartości Pb, w rejonie Bukowna i Miasteczka Śląskiego od 62 do 1565 mg/kg (średnia 450 ppm, dla $n=20$), nieco niższe w rejonie Krakowa–Nowej Huty od 16 do 73 (średnia 34 ppm, dla $n=10$) i najniższe na Ślądczyźnie od 0.07÷9.55 mg/kg (średnia 2.2 ppm, dla $n=45$). Ilość Pb zawarta w trawach na terenach zanieczyszczonych jest mniejsza od całkowitej zawartości w glebie, a ta jest z kolei większa od ilości określonej jako potencjalnie „biodostępnej”, wyekstrahowanej roztworem EDTA (Fig. 3).

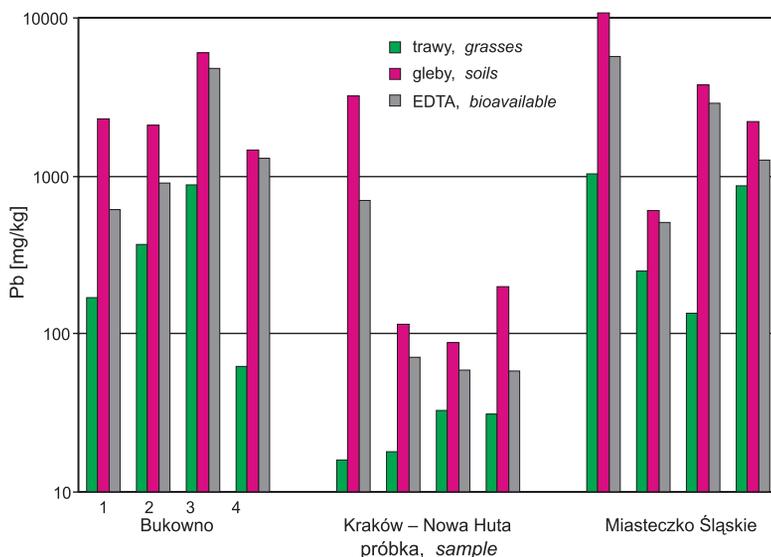


Fig. 3. Ilość Pb w trawach, glebach i biodostępna z gleb pobranych z rejonów zanieczyszczonych: Bukowna, Krakowa–Nowej Huty i Miasteczka Śląskiego

Fig. 3. Pb concentration in grasses, soils and bioavailable from polluted areas: Bukowno, Kraków–Nowa Huta and Miasteczko Śląskie

W Bukownie, jednym z najbardziej zanieczyszczonych rejonów w Polsce (próbki 1–4, Fig. 1), co wynika z funkcjonowania wielowiekowego górnictwa i hutnictwa Zn-Pb, zostały pobrane i podzielone na poszczególne części próbki traw z gatunku *Agrostis capillaris*. Największą akumulację Pb stwierdzono w obumarłych liściach i korzeniach badanych osobników (odpowiednio 180÷2453 i 498÷2160 mg/kg), a znacznie mniejsze ilości oznaczono w coraz to młodszych liściach (Fig. 4). Najmniej ołowiu znajdowało się w łodygach traw.

Kumulację Pb w poszczególnych częściach traw przedstawia następująca zależność: liście obumarłe (100%) > korzenie (średnio 73%) > liść 1 – najstarszy (średnio 43%) > liść 2 (średnio 40%) > liść 3 (średnio 29%) > liść 4 – najmłodszy (średnio 18%) > łodyga (średnio 6% z ilości Pb stwierdzonej w liściach obumarłych).

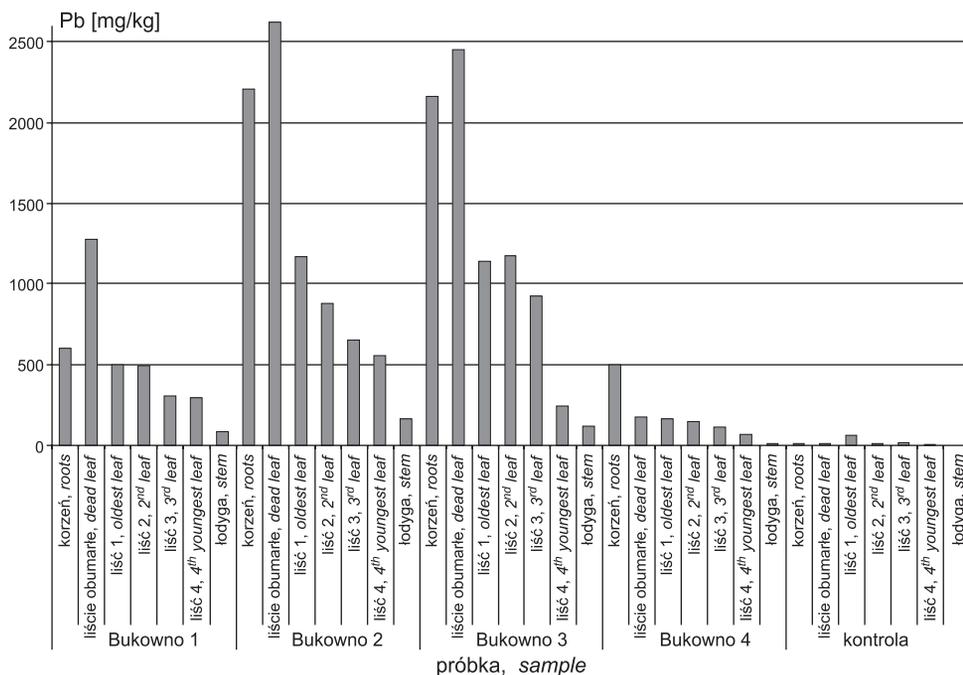


Fig. 4. Zawartość Pb w poszczególnych częściach traw *Agrostis capillaris* z rejonu Bukowna i kontrolnego

Fig. 4. Pb content in different parts of grasses *Agrostis capillaris* from Bukowno and control areas

Podobne badania wykonane przez Ernsta (1996) oraz Dalenberga & van Driela (1990) wykazały, iż 73÷95% ołowiu zawartego w roślinach uprawnych pochodzi ze źródeł emisji pyłowych i mogą być one transportowane w dolne (podziemne) części roślin. Jak widać z powyższych danych zanieczyszczenie gleb i roślin (a w późniejszym efekcie wód powierzchniowych) nierozzerwalnie związane jest z emisją tego metalu w zanieczyszczeniach pyłowych transportowanych w powietrzu atmosferycznym. Ilość Pb pobrana przez system korzeniowy roślin jest uwarunkowana wieloma czynnikami (Ernst 1996, Kuo & Harsh 1997): fizycznymi (struktura i uziarnienie gleby, współczynnik filtracji), chemicznymi (pH, Eh, forma występowania – związania jonów Pb, zawartość całkowita) i biologicznymi (biodostępność, obecność kwasów organicznych, chelatów i symbioz mykoryzowych z grzybniami). Jak podaje Kabata-Pendias & Mukherjee (2007) współczynnik biologicznej absorpcji (BAC), lub indeks bioakumulacji (IBA), lub faktor transferu (TF) dla ołowiu wynosi 10^{-1} .

Odrębnym zagadnieniem jest zanieczyszczenie obszarów sąsiadujących z trasami szybkiego ruchu, drogami komunikacji samochodowej itd. Najdrobniejsze związki ołowiu wyda-

lane w procesie spalania paliw osadzają się w pasie do 200 m od szos i stanowią 75% z ogólnej emisji, te cięższe stanowią 25% i opadają na jezdnie oraz pobocze (Skiba *et al.* 1995). Na obszarze Beskidu Sądeckiego nie funkcjonuje żaden znaczący zakład przemysłowy emitujący zanieczyszczenia pyłowe, stąd należy przypuszczać iż podwyższone zawartości Pb w glebach i trawach mogą pochodzić jedynie z zanieczyszczeń komunikacyjnych, bądź dalekiego transportu pyłów. Sytuację niekorzystnych zmian komunikacyjnych można obserwować obecnie w uzdrowiskach Beskidu Sądeckiego (Kicińska-Świdorska *et al.* 2005). Jest to zjawisko niepokojące, zwłaszcza iż na polach uprawnych sąsiadujących bezpośrednio z uczęszczanymi drogami krajowymi można zaobserwować uprawy roślin, które nie wykazują odporności na zanieczyszczenie tym metalem.

PODSUMOWANIE

Trawy gatunków *Agrostis capillaris* i *Brachypodium silvaticum* jak wykazano w badaniach, wykazują duży zakres tolerancji i akumulacji dla Pb, są jednocześnie popularnymi i szeroko rozpowszechnionymi gatunkami, które rosną w wielu różnorodnych siedliskach. Nie sprawiają żadnego kłopotu przy identyfikacji i rosną w dużych populacjach. Mogą być zatem wykorzystywane jako bioindykatory (biomarkery, biowskaźniki) chemicznych zmian środowiska przyrodniczego. Istnieje ścisła zależność pomiędzy zawartością Pb w roślinach (badanych trawach), a ilością ekstrahowaną roztworem ETDA, współczynnik korelacji dla tej zależności wynosi $R^2=0.6$. Podobny ale nieco niższy współczynnik stwierdzono dla zależności całkowitej zawartości Pb w glebach i zawartości tego metalu w trawach – wynosi on $R^2=0.56$ (Fig. 5).

Stwierdzone zawartości Pb w glebach wskazują, iż zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi, gleby znajdujące się w bliskim sąsiedztwie ZGH „Bolesław” w Bukowni i Huty w Miasteczku Śląskim oraz Huty im. Sendzimira w Krakowie–Nowej Hucie należą do grupy C – terenów przemysłowych, użytków kopalnych i terenów komunikacyjnych i powinny być bezwzględnie wyłączone z produkcji rolnej (Fig. 2). Na obszarze Beskidu Sądeckiego większość pobranych prób należała do grupy A – obszarów chronionych, i nie ma większych przeciwwskazań do prowadzenia na nich produkcji rolnej. Jednak mechanizmy obronne roślin należy wspomagać właściwym uprawianiem gleby, np. poprzez dodawanie fosforu (w postaci fosforanu potasu) w celu powstawania pyromorfitu, który wiąże Pb w rizosferze, uniemożliwiając włączanie go do łańcucha troficznego.

Należy rozważyć również ograniczenie upraw niektórych produktów rolnych (np. sałaty, marchewki, pietruszki i in.) wzdłuż pól i ogródków przydomowych znajdujących się w bliskim sąsiedztwie traktów komunikacyjnych, jak również nagłośnień potrzeby dokładnego mycia owoców i warzyw, które pokrywa pył glebowy, mogący zawierać znaczne ilości Pb.

Na terenie tym istnieje niebezpieczeństwo akumulacji metali ciężkich, w tym ołowiu, które docierają poprzez dalekie emisje pyłów przemysłowych, zawierające znaczne ilości toksycznych metali (Kicińska-Świdorska 2004). Z uwagi na niskie pH gleb mogą one być łatwo dostępne dla roślin i ulegać włączaniu w łańcuch troficzny. Stromość zboczy i duże spływy deszczowe mogą powodować ich akumulację w dolinach i bezpośrednie przenikanie do wód powierzchniowych i podziemnych.

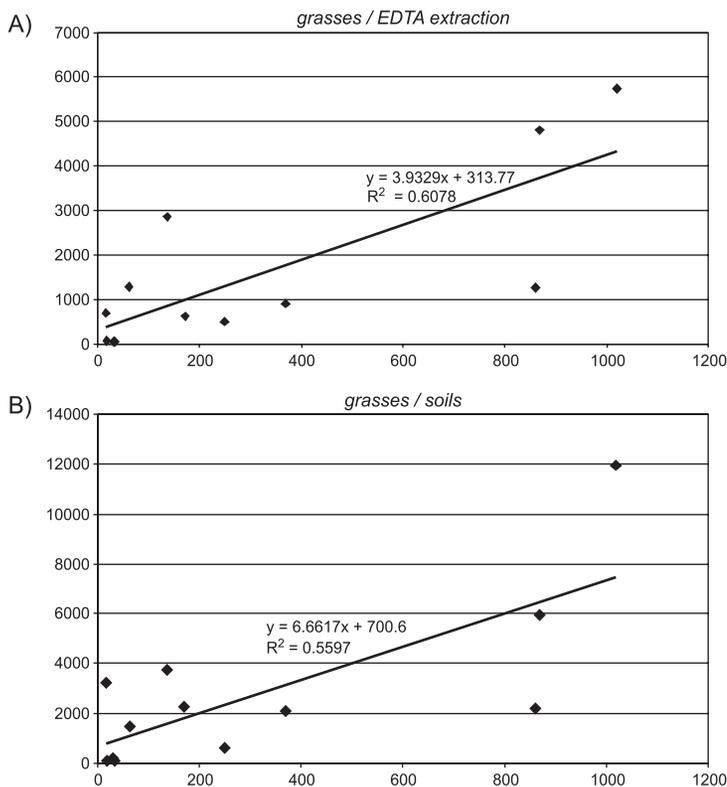


Fig. 5. A) zależność pomiędzy zawartością Pb w trawach i ekstrahowalnych roztworem EDTA; B) zależność pomiędzy Pb zawartym w trawach i glebach

Fig. 5. A) correlation between Pb concentration in grasses and EDTA solution; B) correlation between Pb in grasses and soils

Na terenach, które stanowią cenne ostoje przyrodnicze (teren Beskidu Sądeckiego jest prawnie chroniony w postaci Popradzkiego Parku Krajobrazowego), należy rozważyć możliwość zakazu sprzedaży benzyny zawierającej związki Pb.

Praca jest finansowana ze środków AGH w ramach badań statutowych nr 11.11.140.447.

LITERATURA

- Bell J.N.B. & Treshow M., 2004. *Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin*. Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, 209–220.
- Dalenberg J.W. & van Driel W., 1990. Contribution of atmospheric deposition to heavy-metal concentrations in field crops. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 38, 367–379.
- Davies B.E., 1995. Lead. W: Alloway B.J. (Ed.), *Heavy metals in soils*. Blackie Academic, London, 206–223.

- Dueck T., 1986. *Impact of heavy metals and air pollutants on plants*. Free University Press. Amsterdam, 9–40.
- Ernst W.H.O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*, 11, 163–167.
- Gambuś F., 1993. Metale ciężkie w wierzchniej warstwie gleb i w roślinach regionu krakowskiego. *Zeszyty Naukowe AR*, Kraków, 176 (rozprawa habilitacyjna).
- Kabata-Pendias A. & Mukherjee A.B., 2007. *Trace elements from soil to human*. Springer, 368–378.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H., 1979. *Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym*. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, 163–179.
- Kicińska-Świdarska A., 1998. Ołów w glebach i w wybranych roślinach na terenach oddziaływania przemysłu metalurgicznego. W: Kabata-Pendias A. & Szeke B. (red.), *Ołów w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne*, 233–241.
- Kicińska-Świdarska A., 2004. Wpływ składu mineralnego i geochemicznego na uwalnianie metali z pyłów przemysłowych z ZGH „Bolesław” w Bukowni. *Geologia (kwartalnik AGH)*, 30, 2, 191–207.
- Kicińska-Świdarska A., Bazarnik K. & Kowalska J., 2005. The structure of road traffic and lead concentration in Krynica soils. W: Doktor M. & Waśkowska-Oliwa A. (red.), *Geotourism – new dimensions in XXI century tourism and chances for future development*, 2nd International Conference Geotour 2005, Kraków, 69–71.
- Kuo S. & Harsh J.B., 1997. Physicochemical characterization of metal in soil and their plant availability. W: Adriano D.C., Chen Z.S., Yang S.S. & Iskandar I.K., *Biogeochemistry of trace metals*, *Science Reviews*, 75–121.
- Migaszewski Z.M., 1998. Metodyka badań geochemicznych gleb i biowskaźników roślinnych. *Przegląd Geologiczny*, 46, 2, 159–163.
- Migaszewski Z.M., Gałuszka A. & Paślawski P., 2004. Baseline element concentration in soils and plant bioindicators of selected parks of Poland. *Geological Quarterly*, 48, 4, 383–394.
- Olendryński K., Anderberg S. & Bartnicki J., 1995. *Atmospheric emission and deposition of cadmium, lead and zinc in Europe during the period 1955–1987*. IIASA, WP95-35, Laxenburg, 31.
- Pasieczna A. & Lis J., 1995. *Atlas geochemiczny Polski 1:2500000*. Państwowy Instytut Geologiczny.
- Piotrowska M., 1998. Wpływ źródła zanieczyszczenia gleby ołowiem na jego zawartość w roślinach uprawnych. W: Kabata-Pendias A. & Szeke B. (red.), *Ołów w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne*, PAN, Warszawa, 63–67.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standartów jakości gleby oraz standartów jakości ziemi*. Dz.U. Nr 165, poz. 1359.
- Terelak H. & Piotrowska M., 1998. Zawartość ołowiu w glebach użytków rolnych Polski i wybranych województw. W: Kabata-Pendias A. & Szeke B. (red.), *Ołów w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne*, PAN, Warszawa, 19–24.
- Tsuchijan K., 1990. Lead. W: Friberg L., Nordberg G.F. & Vouk V., *Handbook of the toxicology of metals*, Elsevier Science, Amsterdam, 298–353.
- Turnau K., Kottke I. & Dexheimer J., 1996. Toxic element filtering in *Rhizopogon roseolus* (*Pinus sylvestris*) mycorrhizas collected from calamine dumps. *Mycological Research*, Elsevier, 100, 16–22.

- Skiba S., Drewnik M. & Szmuc R., 1995. Zawartości metalu ciężkich w powierzchniowych poziomach gleb Karkonoszy. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 418, 353–359.
- Woźny A., 1998. Ołów w roślinach – wnikanie, rozmieszczenie, reakcje. W: Kabata-Pendias A. & Szeke B. (red.), *Ołów w środowisku – problemy ekologiczne i metodyczne*, PAN, Warszawa, 171–181.