

Marek Robert Chyc^{*}, Iwona Krzyżewska^{**}, Piotr Tyński^{***}

WYSTĘPOWANIE PODBIAŁU POSPOLITEGO (*TUSSILAGO FARFARA* L.) NA TERENIE SKAŻONYM ARSENIEM

Streszczenie

Zanieczyszczenie środowiska związkami arsenu to ogromny problem wynikający z wysokiej toksyczności tego pierwiastka. Źródłami zanieczyszczenia środowiska arsenem są:

- procesy wydobywania i przetwarzania kopalin arsenu,
- energetyka węglowa,
- przemysł wydobywczy,
- przemysł hutniczy,
- przemysł metalurgiczny.

Zanieczyszczenie gleby arsenem powoduje jego dalszą migrację do środowiska wodnego (wody powierzchniowe i podziemne) i organizmów żywych występujących na skażonym terenie. Obecnie stosowane są różne techniki oraz sposoby remediacji gleb, zapobiegające negatywnemu wpływowi arsenu na środowisko. W celu usunięcia arsenu z gleby stosowane są sorbenty (zeolity, komposty, tlenki żelaza), mikroorganizmy (bakterie, grzyby), a także organizmy roślinne, które charakteryzuje różna tolerancja zanieczyszczeń. Rośliny mogą pełnić rolę:

- bioindykatorów zanieczyszczeń (biowskaźników),
- hiperakumulatorów zanieczyszczeń,
- stabilizatorów terenu.

Celem przeprowadzonych badań było określenie relacji stężeniowych między skażoną glebą, a nadziemnymi (liście z ogonkami i nadziemne części kłącza) i podziemnymi (podziemne części kłącza i korzenie) częściami rośliny. Pozwoliło to na dokonanie właściwego doboru metody usuwania arsenu z gruntu. Zebrane próbki roślin pochodziły z terenu, gdzie zanieczyszczenie arsenem obejmowało szeroki zakres stężeń, wynoszący 15–196 mg·kg⁻¹. Stężenie arsenu w częściach nadziemnych rośliny wynosiło 0,1–5,5 mg·kg⁻¹, natomiast w częściach podziemnych zakres stężenia arsenu utrzymywał się w przedziale 0,4–12,4 mg·kg⁻¹.

W niniejszym artykule określono także współczynniki podziału arsenu między części nadziemne i podziemne roślin, jak również współczynniki fitoekstrakcji względem nadziemnych części podbiału pospolitego.

Słowa kluczowe: zanieczyszczenie środowiska; zanieczyszczenie gleby; gleba; arsen; roślinność; podbiał pospolity; badanie.

Occurrence of coltsfoot (*Tussilago farfara* L.) on arsenic contaminated area

Abstract

Environmental pollutions of arsenic compounds is a huge problem because of the high toxicity of this element. The sources of arsenic environmental pollution are the processes of extraction and treatment of arsenic minerals, coal mining, extractive and metallurgy industries. Soil contaminations lead to migration

^{*} Wyższa Szkoła Biznesu NLU w Nowym Sączu, Wydział Zamiejscowy w Tarnowie

^{**} Śląskie Środowiskowe Studium Doktoranckie w Głównym Instytucie Górnictwa

^{***} Instytut Nawozów Sztucznych w Puławach

of arsenic into water (surface and groundwater) and living organisms present in the contaminated area. Currently, there are various techniques and methods remediation of soils in order to prevent any negative effect of arsenic on the environment. To remove the arsenic from the soil are used: sorbents (zeolites, composts, iron oxides), microorganisms (bacteria, fungi), as well as plant organisms which have a different tolerance of impurities. Plants can be used as bio-indicators of pollution (biomarkers), hyperaccumulators of impurities and stabilizers.

The aim of the presented study was to investigate the relationship of concentration between the contaminated soil and shoots (leaf with petioles and aboveground elements of rhizome) and shoots (shoots of rhizomes and roots) of the plant, to select an appropriate method of removing arsenic from the soil. Plant samples were collected in area where the contaminations are included a wide range of arsenic concentrations from 15 up to 196 mg·kg⁻¹. Concentrations of arsenic in aboveground parts of plant were 0,1–5,5 mg·kg⁻¹, while in underground parts of the plant arsenic concentrations were 0,4–12,4 mg·kg⁻¹. This paper determines the arsenic partition coefficients between the shoots and roots of plants and the phytoextraction coefficients of aboveground parts of coltsfoot.

Keywords: *environmental contamination; soil contamination; soil; arsenic; vegetation; coltsfoot; test.*

1. WPROWADZENIE

Arsen jest metaloidem towarzyszącym rudom metali, dlatego tereny skażone arsenem to najczęściej obszary uprzemysłowione, charakteryzujące się dużym stopniem zaludnienia. Ze względu na znaczną toksyczność zanieczyszczenie środowiska związkami tego pierwiastka to w wielu rejonach świata ogromny problem. Koncentracja arsenu w skorupie ziemskiej szacowana jest na $5 \cdot 10^{-4}$ m/m, co daje dwudzieste miejsce wśród pierwiastków pod względem rozpowszechnienia (Bielański 2010). Antropogenicznym źródłem arsenu w środowisku są procesy wydobywania i przetwarzania kopalin (61 Gg/rok arsenu) oraz energetyka węglowa oparta na surowcach zasobnych w ten pierwiastek. Ważnym źródłem są także erupcje wulkanów, uwalniające około 17 Gg/rok arsenu¹.

Pomimo znacznej toksyczności związków arsenu, są one nadal używane w wielu dziedzinach techniki. Globalna produkcja związków arsenu wynosi obecnie 35 Gg/rok¹. Lokalne skutki antropopresji związkami arsenu powodują wzrost stężenia tego pierwiastka w obiegu materii.

Gatunki różnych roślin wykazują bardzo dużą zmienność tolerancji związków arsenu. Na obszary zanieczyszczone związkami arsenu mogą zostać wprowadzone rośliny wykazujące skłonność do fitostabilizacji i fitoekstrakcji zanieczyszczeń zawartych w glebie. **Hiperakumulatory (metalofity)** arsenu to wąska grupa roślin o ograniczonym stosowaniu w procesach fitoekstrakcji. Drugą ważną grupą są rośliny tolerujące występowanie zanieczyszczeń w szerokich zakresach stężeń, jednak niepobierające ich z otoczenia w stopniu umożliwiającym fitoekstrakcję zanieczyszczeń glebowych. Takie rośliny chronią skażony teren przed dalszą degradacją, w tym erozją gleby (Karczewska, Kabała 2010; Siwek 2008).

Źródła zanieczyszczenia środowiska arsenem to (Karczewska, Kabała 2010):

- przemysł wydobywczy,
- przemysł hutniczy,
- przemysł energetyczny,

¹ <http://pl.wikipedia.org/wiki/Arsen>.

- przemysł metalurgiczny,
- składowiska odpadów komunalnych i poprodukcyjnych,
- środki impregnacji drewna.

Zagospodarowanie jedynie części urobku górniczego powoduje, że zanieczyszczenia uwalniają się i przemieszczają na inne, nawet odległe tereny, bądź zostają immobilizowane w głębszych warstwach gleby. Cechą charakteryzującą glebę na terenach pokopalnianych jest duża mobilność jonów metali, ze względu na kwaśny odczyn glebowy. Sprzyja on tworzeniu się związków kompleksowych oraz układów sorpcyjnych jonów metali z materią organiczną. Arsen towarzyszy zazwyczaj występowaniu rud złota, cyny, miedzi, srebra oraz ołowiu. Pozostałością po przemyśle górniczym są nie tylko szyby kopalniane, wyrobiska oraz sztolnie, ale także wysokie stężenia toksycznych metali w środowisku.

Zawartość arsenu w glebach na terenie Polski wynosi od 1,5 do 7,5 mg/kg. Najwyższe stężenie arsenu w Polsce stwierdzono w okolicach Złotego Stoku, gdzie niegdyś znajdowała się kopalnia złota oraz pokłady związków arsenu. Badania gleb na terenach wydobywania rud, którym towarzyszył arsen, pozwoliły na określenie przedziału stężeń tego pierwiastka, który wynosił od 100 do 43 500 mg/kg (Krysiak, Karczewska 2007). W Polsce występowanie minerałów zawierających arsen związane jest z pasem od Strzemieszyc, Olkusza, Chrzanowa, Jaworzna, aż do Piekar Śląskich i Bytomia. Jest to teren, gdzie szeroko rozwinięte jest górnictwo, a także występują złoża cynkowo-ołowiowe.

Zanieczyszczenie gleb arsenem to problem występujący na terenach przemysłu wydobywczego na całym świecie. W Australii w pobliżu dawnej kopalni złota stwierdzono stężenie arsenu w glebach, sięgające około 10 g/kg (Hinwood i in. 2004). Stężenie arsenu w glebach na terenie hiszpańskich kopalń wynosiło około 2 g/kg w El Cabaco (Casado i in. 2007) oraz 5 g/kg w Salamance (Otones i in. 2011). W Meksyku gleby na terenie kopalnianym zawierały do 17 g/kg arsenu (Razo i in. 2004). Hossain (2006), który badał zanieczyszczone gleby na terenie Bangladeszu, oznaczył zawartość arsenu przekraczającą 2 g/kg.

Obecność arsenu w glebie powoduje migrację zanieczyszczeń do wód podziemnych i powierzchniowych, co przekłada się na obecność pierwiastka w ogniach łańcucha pokarmowego (Karczewska, Kabała 2010). Kluczową rolę w dostępności biologicznej pierwiastka odgrywa pojemność retencyjna gleby w obszarze rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Łatwo rozpuszczalne związki arsenu ulegają sorpcji na minerałach ilastych, wodorotlenkach żelaza, glinu oraz biolitach, co zmniejsza ryzyko akumulacji arsenu w tkankach roślin, a także zwierząt i organizmów wodnych (Kabata-Pendias, Pendias 1993).

Toksyczne związki arsenu, będące składnikami środków ochrony roślin, powodują daleko idące zmiany w mikroflorze oraz jakości gleby. W rezultacie prowadzi to do licznych zmian patologicznych w tkankach roślin (chloroza, wędnięcie, plazmoliza, zahamowanie wzrostu) występujących na zanieczyszczonym terenie (Hossain 2006). Typowa zawartość arsenu w glebach o bogatej frakcji ilastej bądź organicznej wynosi do 16 mg/kg, co należy uznać za maksymalne stężenie na terenie wolnym od skażeń. Przez bierny mechanizm pobierania arsenu ze skażonej gleby, zawartość tego pier-

wiastka w tkankach roślin może wynosić do 1,5 mg/kg (Kabata-Pendias, Pendias 1993). Źródłem arsenu w tkankach roślinnych najczęściej jest jego obecność w glebie. Czasami jednak nośnikiem zanieczyszczenia staje się woda użyta do irygacji pól (Rahman, Hasegawa 2011).

Badania stężenia arsenu zawartego w roślinach uprawnych z terenów skażonych wahały się w zakresie (Gulz, Gupta, Schulin 2005):

- ryż: 0,3–10 mg/kg,
- ziemniaki: 0,1–1,4 mg/kg,
- rzepak: 151 mg/kg,
- słonecznik: 228 mg/kg.

Chroniąc środowisko przed skutkami występowania arsenu, stosowane są różne techniki remediacji gleby.

1. Skuteczność oczyszczania terenów zanieczyszczonych arsenem przy użyciu **sideroforów**, czyli chelaty wytwarzanej przez niektóre mikroorganizmy może przekraczać 90% (Nair, Juwarkar, Singh 2007).
2. Do oczyszczania gleby ze związków arsenu wykorzystuje się także **mieszaniny kompostów i zeolitów z tlenkami żelaza** (Gadepalle i in. 2008), które również zapobiegają ługowaniu arsenu z gleby (Maji, Pal A., Pal T. 2008).
3. Biologiczną metodą usuwania nawet do 90% arsenu z zanieczyszczonych gleb okazało się stosowanie **bakterii *Desulfuromonas palmitatis*** (Vaxevanidou, Papassiopi, Paspaliaris 2008).
4. Chemiczną metodą remediacji gleby skażonej arsenem jest **ekstrakcja rozpuszczalnikowa z użyciem kwasu fosforowego, wodorofosforanu potasu lub EDTA** (Zeng i in. 2008).
5. W usuwaniu arsenu z gleby można posłużyć się również następującymi **grzybami**: *Neocosmospora*, *Sordaria*, *Rhizopus*, *Penicillium* (Srivastava i in. 2011).

Organizmy roślinne o różnej tolerancji zanieczyszczeń pełnią rolę bioindykatorów (biowskaźników), hiperakumulatorów oraz stabilizatorów terenu. Biowskaźnikami potwierdzającymi występowanie arsenu i talu w zanieczyszczonej glebie są liście brzozy, natomiast znane hiperakumulatory wymienionych pierwiastków to tobołki (*Pyrophyta*). Ze względu na niską produkcję biomasy, nie znajdują one zastosowania w procesie fitoremediacji (Żurek 2009). Do roślin odznaczających się tolerancją na obecność arsenu w glebie należą (Lewińska, Karczewska, Gałka 2009):

- kłosówka wełnista,
- wrzos zwyczajny,
- lepnica rozdęta.

Bioakumulację arsenu w tkankach stwierdzono w następujących roślinach (Rahman, Hasegawa 2011):

- *Eichronia gruboogonkowa* (*E. crassipes*),
- rzęsy wodne (*Lemna minor* L., *Spirodella polyrhiza* L., *Wolffia arrhiza* L.)
- paproć wodna (*Azolla* spp.),
- przesiąkra (*Hydrilla verticillata* L. f.),

- rukiew wodna (*Nasturtium microphyllum* R. Br.).

Najbardziej odporne na wysokie stężenie arsenu, a jednocześnie wykazujące największą zdolność do akumulacji są liście paproci (Shelmerdine i in. 2009). Ich zastosowanie w procesie fitoremediacji pozwala na usunięcie związków arsenu z gleby o wysokiej zawartości tych substancji (Ye i in. 2011). Akumulacja związków arsenu u paproci *P. vittata* zależy głównie od formy chemicznej związku (Cho, Bolick, Butcher 2007). Rośliny pobierają z gleby związki arsenu(V), które ulegają procesowi redukcji do łatwiej przyswajalnych związków arsenu(III). Te z kolei wykazują większe powinowactwo do enzymów roślinnych, z którymi tworzą chelaty (Shoji, Yajima, Yano 2008).

Celem badań opisanych w niniejszym artykule było określenie relacji między stężeniem arsenu w glebie oraz w częściach nadziemnych i podziemnych roślin z gatunku **podbiał pospolity**, występujących na terenie o zróżnicowanym stopniu zanieczyszczenia arsenem.

2. MATERIAŁY ORAZ METODY

2.1. Próbkki roślin

Określono zawartość arsenu dla dziesięciu próbek roślinnych z gatunku podbiał pospolity (*Tussilago farfara* L.), które zebrano w lipcu roku 2012. Analizie poddano osobno materiał stanowiący część nadziemną (liście z ogonkami, nadziemna część kłacza) i podziemną roślin (podziemna część kłacza, korzenie). Materiał roślinny (próbki od 1 do 9) pobrano na terenie przemysłowym południowej Polski, a jego powierzchnia wynosiła około 50 arów. Próbkę kontrolną stanowił materiał roślinny tego samego gatunku, zebrany w odległości około 1 km od obszaru skażonego arsenem (próbka referencyjna). Każdorazowe pobranie materiału odbywało się z poziomu orno-próchnicznego. Po zebraniu i oczyszczeniu materiału roślinnego poddano go wstępnemu suszeniu na wolnym powietrzu, a następnie suszeniu właściwemu w suszarce elektrycznej w temperaturze 105°C. Otrzymany susz roślinny zhomogenizowano przy użyciu młynka laboratoryjnego. W ten sposób uzyskano próbkę pierwotną, z której następnie metodą kwartowania wydzielono próbkę laboratoryjną.

2.2. Próbkki gleby

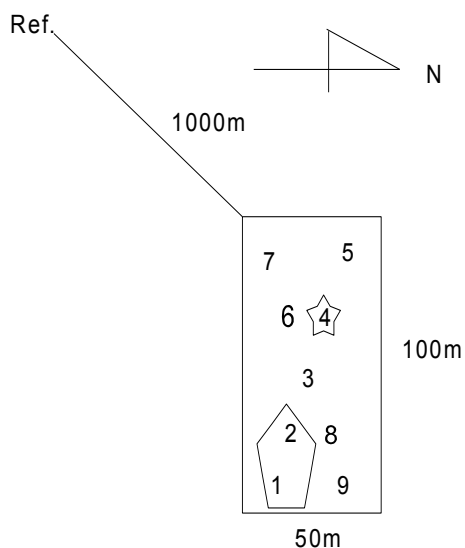
Próbki gleby pozyskano z miejsc pochodzenia materiału roślinnego użytego do badań. Każdorazowe próbobranie gleby odbywało się z poziomu orno-próchnicznego o miąższości do 15 cm (obrub bryły korzeniowej badanych roślin). Próbkki gleby pobierano przy użyciu łaski Egnera. Próbkki oznaczone numerami 1, 2 i 4 pochodziły z miejsc, gdzie w przeszłości znajdowały się zbiorniki zawierające wodne roztwory arsenianu(III) sodu, z których incydentalnie mogły następować wycieki zawartości. Następnie określono odczyn gleby w miejscach pobierania próbek. Dla uśrednionej próbki z terenu skażonego oraz z terenu referencyjnego oznaczono następujące parametry glebowe:

- zawartość próchnicy,
- zawartość węgla organicznego,
- zawartość fosforu,
- zawartość rozpuszczalnych w wodzie soli wapnia i magnezu,
- potencjał redoks,
- przewodnictwo właściwe roztworów glebowych.

Zestawienie powyższych parametrów zamieszczono w tabeli 1. Względne rozmieszczenie punktów próbobrania przedstawiono na rysunku 1.

Tabela 1. Parametry fizykochemiczne gleby

Oznaczany parametr	Jednostka	Metoda	Gleba skażona	Gleba referencyjna
Zawartość próchnicy	% m/m	PN-Z-15011	0,16	3,76
Węgiel organiczny		obliczeniowa	0,09	2,18
Fosfor jako P ₂ O ₅		PN-Z-15011	0,06	0,19
Wapń rozpuszczalny w wodzie	mg/g	oznaczenie	0,48	0,64
Magnez rozpuszczalny w wodzie		kompleksometryczne	0,49	0,19
Potencjał redoks roztworu glebowego	mV	PN-ISO 11271	383	286
Przewodnictwo właściwe roztworu glebowego (1:1)	μS/cm	konduktometryczna	215	150
Analiza granulometryczna	–	PN-ISO 11277, PN-R-04033	grupa: piaski podgrupa: piasek słabogliniasty (ps)	grupa: piaski podgrupa: piasek słabogliniasty (ps)



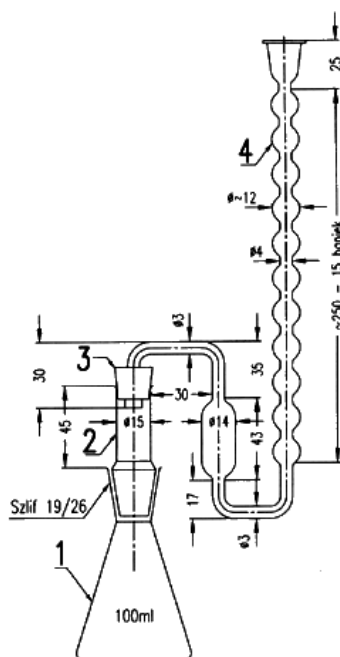
Rys. 1. Rozmieszczenie punktów pobierania próbek

Fig. 1. The sampling points setup

Zgodnie z charakterystyką klas skażenia gleby zamieszczoną w Dzienniku Ustaw z 2002 r. (Nr 165, poz. 1359) gleba pobrana z punktów 1, 2 i 4 jest glebą pozaklasową ze względu na wysoką zawartość arsenu.

2.3. Metoda analityczna

Próbkę wysuszonego materiału roślinnego o masie do 5 g zalano 10 ml stężonego kwasu siarkowego(VI) i ogrzewano przez 40 min do wrzenia. Po 5 min od zakończenia ogrzewania dodano 6 ml wodnego roztworu ditlenku diwodoru o stężeniu 30% i ponownie utrzymywano roztwór w stanie wrzenia przez 30 min. W przypadku pojawienia się ciemnej barwy roztworu dodawano nową porcję kwasu i odczynnika utleniającego. Roztwory o barwie jasnożółtej odparowano, pozostawiając około 0,2 ml oleistej cieczy, którą przeniesiono do kolby miarowej o pojemności 100 ml i uzupełniano wodą redestylowaną do 2/3 objętości kolby. Następnie dodano stężonego kwasu solnego do uzyskania pH około 3. Do tak przygotowanego roztworu dodano 2 ml roztworu jodku potasu o stężeniu 15% i 2 ml chlorku cyny(II) o stężeniu 40% w kwasie solnym. Całość pozostawiono na 15 min. Kolejno w nasadce zestawu analitycznego umieszczono watę nasyoną roztworem octanu ołowiu(II). W absorberze zestawu umieszczono 5 ml roztworu dietyloditiokarbaminianu srebra (AgDDTK) o stężeniu 0,5% (rys. 2).



Rys. 2. Zestaw do oznaczania arsenu: 1 – kolba stożkowa o pojemności 100 ml, 2 – nasadka z watą nasyoną octanem ołowiu, 3 – korek, 4 – absorber do pochłaniania AsH_3 (Dz. U. z 2001 r. Nr 91, poz. 1016)

Fig. 2. The setup for arsenic determination: 1 – 100 ml conical flask, 2 – cap with cotton soaked in lead acetate, 3 – stopper, 4 – absorber to absorb AsH_3

Po upływie 15 min w kolbie umieszczono granulkę cynku o masie około 5 g, którą połączono z nasadką i absorberem zestawu. Po upływie 45 min od zapoczątkowania reakcji zawartość absorbera wymieszano i przeniesiono do kwarcowej kuwety pomiarowej.

Ekstrakcję związków arsenu z gleby (< 2 g gleby o znanej wilgotności) przeprowadzono z zastosowaniem 15 ml mieszaniny kwasów HClO₄, HF, HCl w proporcjach 3:7:10 v/v. Zawiesiny poekstrakcyjne odwirowano, a klarowny ekstrakt poddano następnie zateżaniu do objętości około 0,5 ml. Dalsza mineralizacja i oznaczanie związków arsenu przebiegało według procedury podanej podczas opisu metody oznaczania arsenu w materiale roślinnym.

Oznaczenie arsenu w próbkach gleby i materiale roślinnym przeprowadzono **metodą spektrofotometryczną** (Kicińska 2009). Metoda ta polega na redukcji związków arsenu do arsenowodoru (AsH₃), w wyniku reakcji związków arsenu z wodorem *in statu nascendi*. Następnie dokonywana jest absorpcja powstałego AsH₃ w roztworze pirydynowym AgDDTK, potwierdzona przez zauważalne czerwone zabarwienie roztworu. Pomiar absorbancji roztworów wykonano przy długości fali 540 nm z zastosowaniem spektrofotometru UV-Vis model UV-2401PC firmy Shimadzu.

Odczyn gleby oznaczono zgodnie z wytycznymi zawartymi w PN-ISO 10390:1997 w zawieszynie wodno-glebowej w proporcjach 5:1 v/v.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

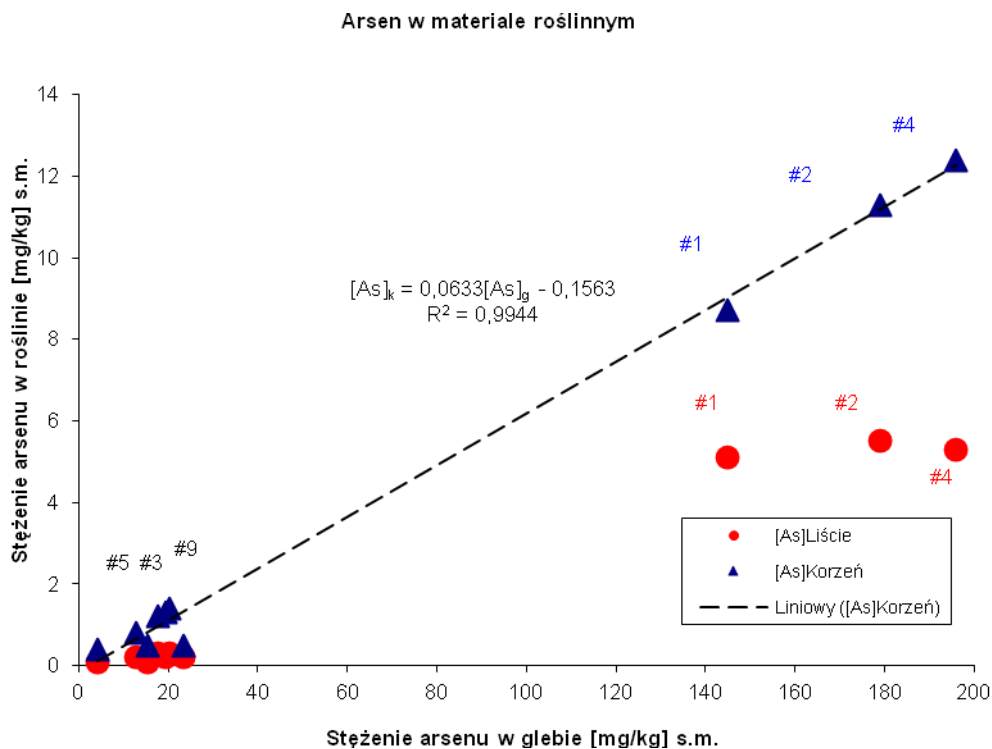
W tabeli 2 zestawiono wyniki badań dziesięciu próbek gleby na zawartość arsenu oraz pH. Obliczono stosunek stężenia arsenu w całkowitej części nadziemnej i podziemnej roślin oraz stosunek stężenia arsenu w części nadziemnej do stężenia w glebie. Znajomość współczynników akumulacji zanieczyszczeń przez rośliny ma znaczenie przy doborze gatunków roślin przeznaczonych do fitoremediacji bądź stabilizacji gruntu.

Tabela 2. Wyniki oznaczeń arsenu w badanych próbkach

Nr próby	pH gleby	Masa rośliny g (s·m)	[As] _g gleba mg/kg (s·m)	[As] _L liście mg/kg (s·m)	[As] _k korzenie mg/kg (s·m)	[As] _L / [As] _k	AF = [As] _L / [As] _g
#1	8,2	25,1	145	5,1	8,7	0,59	0,035
#2	8,0	22,4	179	5,5	11,3	0,49	0,031
#3	8,1	11,1	20,4	0,8	1,4	0,21	0,015
#4	8,2	21,3	196	5,3	12,4	0,43	0,027
#5	8,0	12,7	19,3	0,7	1,3	0,15	0,010
#6	7,9	13,3	15,5	0,1	0,5	0,20	0,006
#7	8,0	16,2	12,8	0,3	0,8	0,25	0,016
#8	7,8	20,4	17,7	0,3	1,2	0,25	0,017
#9	7,9	18,7	23,3	0,2	0,5	0,40	0,009
Ref.	6,7	10,6 ±6,2	4,1	0,1	0,4	0,25	0,024

Stężenie arsenu w części korzeniowej roślin było wyższe niż w części nadziemnej. Relacja ta została zachowana również w próbce referencyjnej, co może sugerować, że jest to tendencja stała w obrębie gatunku i niezależna od stopnia zanieczyszczenia terenu. Uzyskane wyniki wskazują na istnienie liniowej korelacji (rys. 3) między stężeniem arsenu w glebie oraz części podziemnej podbiału pospolitego (korzenie

i kłącze). Najwyższe współczynniki fitoekstrakcji² stwierdzono dla próbek pobranych z miejsc najbardziej skażonych (próbki oznaczone numerami 1, 2, 4), wynoszące odpowiednio 3,5, 3,1 i 2,7%. Najmniejszy współczynnik fitoekstrakcji wynoszący 0,6% wykazała próbka numer 5. Stosunek stężenia arsenu w liściach do stężenia arsenu w korzeniach był wyższy w próbkach roślin pochodzących z gleby zasobnej w arsen i dochodził do (0,6). Najniższy współczynnik podziału $[As]_l/[As]_k$ zanotowano dla próbki numer 6, który wynosił (0,2).



Teren, na którym prowadzono badania wyróżniał się spośród sąsiednich lokalizacji odmiennością szaty roślinnej. Flora występująca na działce o powierzchni około 50 arów wykazywała nierównomierne zubożenie ilościowe zarówno w odniesieniu do występujących tam ilości gatunków, jak i do wytwarzanej biomasy. Ilość biomasy zebranej z terenu zanieczyszczonego w porównaniu do jednostkowej powierzchni była niższa o około 60% m/m, od ilości biomasy, jaką zebrano z sąsiedniej działki (porównywano powierzchnie terenu 1 m²). Poniższe rysunki ilustrują różnice między roślinnością występującą na obszarze pobierania próbek z terenu zanieczyszczonego związkami arsenu oraz roślinności występującej na terenach sąsiednich.

² Stosunek stężenia arsenu w części nadziemnej rośliny do stężenia arsenu w glebie.



Rys. 4. Teren zanieczyszczony arsenem
Fig. 4. The area contaminated by arsenic



Rys. 5. Teren niezanieczyszczony arsenem
Fig. 5. The arsenic-free area

Gatunkiem dominującym wśród roślinności występującej na badanym terenie był podbiał pospolity (*Tussilago farfara* L.). Stanowił on około 45% wszystkich roślin zebranych w promieniu jednego metra od punktu pobierania próbki numer 5. Zaobserwowano, że pomimo gorszych parametrów glebowych w miejscu skażonym, występujący tam podbiał charakteryzował się wyższą biomasą osobniczą niż rośliny pobrane z terenu referencyjnego. Prawdopodobnie jest to związane ze zmniejszoną konkurencją międzygatunkową na terenie zanieczyszczonym, co sprzyja rozwojowi osobników tego gatunku. Ponadto alkaliczność gleby terenu zanieczyszczonego arsenem powoduje eliminację gatunków konkurujących z podbiałem, gdyż roślina ta toleruje gleby zasadowe (Brown 1995).

Artykuły poświęcone zanieczyszczeniu gleby arsenem i jego wpływowi na tolerancję pierwiastka przez rośliny dotyczą obszarów, gdzie dodatkowo występuje zanieczyszczenie innymi pierwiastkami o znaczącej toksyczności, np. talem, antymonem, ołowiem, miedzią, srebrem i cynkiem (Kicińska 2009; Karczewska, Kabała 2010). Uniemożliwia to określenie znaczenia poszczególnych związków chemicznych. W niniejszym badaniu teren skażony był wyłącznie arsenem, co wyróżnia ten przypadek na tle podobnych badań środowiskowych.

4. PODSUMOWANIE

Analiza uzyskanych danych wskazuje, że stężenie arsenu w glebie jest wyższe niż w materiale roślinnym dla podbiała pospolitego. Badany gatunek nie spełnia warunków pozwalających na uznanie go za hiperakumulatora. Wyniki badań wskazują na możliwość wykorzystania podbiała pospolitego do rekultywacji terenu skażonego arsenem w szerokim zakresie stężeń. Ze względu na koszty rekultywacji terenu i podział zanieczyszczeń w układzie gleba-roślina proponowaną metodą usuwania arsenu z gleby jest uprawa podbiała pospolitego, koszenie roślin i utylizacja wysuszonych części roślin. Uprawa podbiała na terenie skażonym arsenem przebiega łatwo, mimo że oznaczone parametry fizykochemiczne są mniej korzystne dla roślin, niż te oznaczone dla gleby referencyjnej. Stopień ekstrakcji arsenu z gleby z zastosowaniem roślin zależy od wielu czynników, w tym od:

- gatunku rośliny,
- zasobności gleby w materię organiczną i sole mineralne,
- formy chemicznej zanieczyszczenia.

Jak wynika z przeprowadzonych badań, bardzo duże znaczenie ma także stopień zanieczyszczenia gleby. Badania przeprowadzone na terenie skażonym arsenem wskazują na możliwość immobilizacji arsenu przez podbiał pospolity, co zmniejsza możliwość translokacji zanieczyszczeń.

Literatura

1. Bielański A. (2010): Chemia ogólna i nieorganiczna. Warszawa, Wydaw. Naukowe PWN.
2. Brown D. (1995): Encyclopaedia of herbs and their uses. London, Dorling Kindersley.
3. Casado M., Anawar H.M., Garcia-Sanchez A., Santa Regina I. (2007): Arsenic Bioavailability in Polluted Mining Soils and Uptake by Tolerant Plants (El Cabaco mine, Spain). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* Vol. 79, s. 29–35.
4. Cho Y., Bolick J.A., Butcher D.J. (2009): Phytoremediation of lead with green onions (*Allium fistulosum*) and uptake of arsenic compounds by moonlight ferns (*Pteris cretica* cv *Mayii*). *Microchemical Journal* Vol. 91, s. 6–8.
5. Gadepalle V.P., Ouki S.K., Van Herwijnen R., Hutchings T. (2008): Effects of amended compost on mobility and uptake of arsenic by rye grass in contaminated soil. *Chemosphere* Vol. 72, s. 1056–1061.
6. Gulz P.A., Gupta S.K., Schulin R. (2005): Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils. *Plant and Soil* Vol. 272, s. 337–347.
7. Hinwood A.L., Sim M.R., Jolley D., Klerk N., Bastone E.B., Gerostamoulos J., Drummer O.H. (2004): Exposure to inorganic arsenic in soil increases urinary inorganic arsenic concentrations of residents living in old mining areas. *Environmental Geochemistry and Health* Vol. 26, s. 27–36.
8. Hossain M.F. (2006): Arsenic contamination in Bangladesh – an overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment* Vol. 113, s. 1–16.
9. Kabata-Pendias A., Pendias H. (1993): Biogeochemia pierwiastków śladowych. Warszawa, Wydaw. Naukowe PWN.
10. Karczewska A., Kabała C. (2010): Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku – potrzeby i metody rekultywacji. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Seria Rolnictwo T. XCVI*, nr 576, s. 59–79.
11. Kicińska A. (2009): Arsen i tal w glebach i roślinach rejonu Bukowna. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* nr 40, s. 199–208.
12. Krysiak A., Karczewska A. (2007): Arsenic extractability in soils in the areas of former arsenic mining and smelting SW Poland. *Science of the Total Environment* Vol. 379, s. 190–200.
13. Lewińska K., Karczewska A., Gałka B. (2009): Wpływ fosforanów na pobranie arsenu przez rośliny z gleb zanieczyszczonych związkami As (III) i As (V). *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* nr 41, s. 121–127.
14. Maji S.K., Pal A., Pal T. (2008): Arsenic removal from real-life groundwater by adsorption on laterite soil. *Journal of Hazardous Materials* Vol. 151, s. 811–820.
15. Nair A., Juwarkar A., Singh S.K. (2007): Production and characterization of siderophores and its application in arsenic removal from contaminated Soil. *Water, Air and Soil Pollution* Vol. 180, s. 199–212.

16. Otones V., Álvarez-Ayuso E., García-Sánchez A., Regina I.S., Murciego A. (2011): Arsenic distribution in soils and plants of an arsenic impacted former mining area. *Environmental Pollution* Vol. 159, s. 2637–2647.
17. Rahman M.A., Hasegawa H. (2011): Aquatic arsenic. Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere* Vol. 83, s. 633–646.
18. Razo I., Carrizales L., Castro J., Díaz-Barriga F., Monroy M. (2004): Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution* Vol. 152, s. 129–152.
19. Siwek M. (2008): Biologiczne sposoby oczyszczania środowiska – fitoremediacja. *Wiadomości Botaniczne* nr 52 (1/2), s. 23–28.
20. Shelmerdine P.A., Black C.R., McGrath S.P., Young S.D. (2009): Modelling phytoremediation by the hyperaccumulating fern, *Pteris vittata*, of soils historically contaminated with arsenic. *Environmental Pollution* Vol. 157, s. 1589–1596.
21. Shoji R., Yajima R., Yano Y. (2008): Arsenic speciation for the phytoremediation by the Chinese brake fern, *Pteris vittata*. *Journal of Environmental Sciences* Vol. 20, s. 1463–1468.
22. Srivastava P.K., Vaish A., Sanjay Dwivedi S., Chakrabarty D., Singh N., Tripathi R.D. (2011): Biological removal of arsenic pollution by soil fungi. *Science of the Total Environment* Vol. 409, s. 2430–2442.
23. Vaxevanidou K., Papassiopi N., Paspaliaris I. (2008): Removal of heavy metals and arsenic from contaminated soils using bioremediation and chelant extraction techniques. *Chemosphere* Vol. 70, s. 1329–1337.
24. Ye W.L., Khan M.A., McGrath S.P., Zhao F.J. (2011): Phytoremediation of arsenic contaminated paddy soils with *Pteris vittata* markedly reduces arsenic uptake by rice. *Environmental Pollution* Vol. 159, s. 3739–3743.
25. Zeng M., Liao B., Lei M., Zhang Y., Zeng Q., Ouyang B. (2008): Arsenic removal from contaminated soil using phosphoric acid and phosphate. *Journal of Environmental Sciences* Vol. 20, s. 75–79.
26. Żurek G. (2009): Rośliny alternatywne w fitoekstrakcji metali ciężkich z obszarów skażonych. *Problemy Inżynierii Rolniczej* nr 3, s. 83–89.