

Ryzosfera metalofitów i jej rola w procesie bioremediacji metali ciężkich

Sławomir BORYMSKI*, Zofia PIOTROWSKA-SEGET – Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Śląski, Katowice

Prosimy cytować jako: CHEMIK 2014, 68, 6, 554–559

Ryzosfera – zderzenie świata roślinnego i mikroorganizmów

Gleba jest strukturą nieciągłą, o skomplikowanej, wielofazowej i dynamicznej naturze. Wraz z upływem czasu podlega ona daleko idącym przekształceniom, które są wynikiem procesów o charakterze zarówno fizykochemicznym jak i biologicznym [1]. Gleba, mikroorganizmy, fauna glebowa oraz rośliny pozostają ze sobą w ścisłej zależności, która obejmuje przepływ masy, energii oraz informacji, umożliwiając ich wzajemne oddziaływanie. Ryzosfera stanowi część środowiska glebowego, w której parametry biologiczne i fizykochemiczne modyfikowane są poprzez bezpośrednio sąsiadujące korzenie roślin [2]. Zależnie od budowy systemu korzeniowego, jego aktywności metabolicznej i rodzaju gleby, ryzosfera może obejmować obszar od kilku μm do paru cm od korzeni [3]. Rośliny poprzez korzenie wydzielają znaczne ilości substancji organicznych (aminokwasy, kwasy organiczne, związki fenolowe, polisacharydy oraz białka, w tym enzymy), które decydują o żyzności tej strefy gleby, a także nieorganicznych, głównie w postaci gazów. Ilość i jakość wydzielin korzeniowych zależy od poziomu fotosyntezy, stanu fizjologicznego rośliny i jej wieku, dostępności substratów, a także rodzaju gleby. Szacuje się, że od 10 do aż 40% zasymilowanego przez rośliny węgla jest uwalniane przez korzenie bezpośrednio do gleby [4]. Wydzielanie korzeniowe stanowi niemały wysiłek metaboliczny dla roślin, nie jest on jednak pozbawiony celowości. Związki te stanowią bowiem substraty wzrostowe licznych mikroorganizmów, które dzięki zjawisku chemotaksji gromadzą się w pobliżu korzeni [5]. Drobnoustroje te wchodzą z roślinami w szereg interakcji o różnym charakterze. W wielu przypadkach, rośliny produkują specyficzne cząsteczki sygnałowe, które mogą być rozpoznawane przez drobnoustroje. Bakterie z kolei produkują związki ułatwiające kolonizację korzeni. Interakcje o charakterze pozytywnym obejmują symbiotyczne powiązania z epifitami, grzybami mikoryzowymi oraz zasiedlanie przez bakterie zdolne do wspomaganie wzrostu roślin [4]. Wszystkie te organizmy oraz oddziaływania łączące je w sieć niezwykle skomplikowanych zależności, będą także wpływać na dostępność pierwiastków obecnych w glebie, w tym jonów metali ciężkich.

Rośliny tolerujące obecność metali ciężkich

Zanieczyszczenie środowiska glebowego metalami ciężkimi stanowi niewątpliwie zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania gleby. W przeciwieństwie do zanieczyszczenia związkami organicznymi, takimi jak węglowodory aromatyczne, metale nie ulegają biodegradacji i pozostają w glebie przez tysiące lat. Obecne w skażonej glebie metale ciężkie stanowią istotny czynnik ograniczający liczebność, aktywność i bioróżnorodność mikroorganizmów oraz roślin. Jedynym sposobem ich trwałego usunięcia z gleby jest fizyczna ekstrakcja. Można jej dokonać różnymi technikami fizycznymi oraz chemicznymi, takimi jak obróbka cieplna, fizyczna separacja, przemywanie, czy metody elektrochemiczne. Koszty takich metod

są jednak bardzo wysokie, a dodatkowo ich stosowanie niekorzystnie wpływa na właściwości gleby i organizmy w niej występujące [6–8]. Przegląd zastosowanych metod przedstawiono w Tabelcy 1. Niektóre rośliny oraz mikroorganizmy wykształciły szereg mechanizmów, umożliwiających przetrwanie w trudnych warunkach stresu spowodowanego obecnością metali ciężkich. Rośliny charakteryzujące się tą własnością nazywa się metalofitami [3, 9]. Termin ten dotyczy w szczególności roślin, które wyewoluowały na substratach mineralnych (w tym zawierających metale), powstałych z wietrzenia podłoża skalnego. Oprócz nich znane są także pseudometalofity – rośliny wykazujące zdolności wzrostu na glebach zawierających metale, jednak występujące także na glebach nieskażonych [10]. Wśród metalofitów wyróżnia się bardzo interesującą grupę roślin zdolnych do akumulacji znacznych ilości jonów metali w częściach nadziemnych, zwaną hiperakumulatorami [11]. Z punktu widzenia bioremediacji gleby niosą one ze sobą możliwość praktycznego zastosowania w procesie usuwania metali, tzw. fitoekstrakcji. Akumulacja metali przez te rośliny może pełnić także funkcję czynnika allelopatycznego, tj. ochrony przed suszą w procesie osmoregulacji oraz chronić przed patogenami. Pobieranie i akumulacja metali przez rośliny może zachodzić dzięki obecności specyficznych transporterów, a także poprzez systemy transportu pierwiastków niezbędnych dla funkcjonowania roślin, takich jak fosfor czy wapń [3]. Niezależnie od rodzaju istniejących mechanizmów, akumulacja metali przez rośliny prowadzi do zmniejszenia ich zawartości w glebie. Pobieranie tych pierwiastków przez rośliny jest jednak możliwe tylko wtedy, kiedy występują one w formie dla nich dostępnej. Biodostępność metali ciężkich, wydaje się być zatem kluczową kwestią warunkującą proces ich usuwania [12]. Jak każda metoda, fitoremediacja posiada pewne ograniczenia. Do najważniejszych z nich należą długi czas oczyszczania gleby (związany z powolnym wzrostem roślin) i trudności z hodowaniem roślin na obszarach bardzo silnie skażonych [13]. Pojawiające się ostatnio doniesienia opisują liczne próby zwiększenia wydajności procesu fitoremediacji poprzez oddziaływanie na metalooporną mikroflorę przykorzeniową. Obiecującą praktyką może być bioaugmentacja – proces wzbogacania gleby o mikroorganizmy wyselekcjonowane, względem określonych cech.

Dla przykładu, rośliny *Sinapis alba*, których ryzosfera inokulowana była wyselekcjonowanym szczepem *Enterobacter intermedius* MH8b, wykazywały wzmożony wzrost, a także większą zdolność akumulacji cynku (34%) oraz kadmu (94%), w porównaniu do roślin nieinokulowanych [14]. Proces bioaugmentacji można dodatkowo usprawnić poprzez zastosowanie szczepów modyfikowanych genetycznie. Przykładem mogą być badania, w których modyfikowany szczep *Pseudomonas putida* 06909, produkujący peptyd CH20 wiążący metale, pozytywnie oddziaływał na wzrost i akumulację kadmu przez rośliny słonecznika [15]. Większość prowadzonych obecnie badań stanowią jednak doświadczenia w skali laboratoryjnej. Niektóre badania dowodzą, iż o ile fitoremediacja w warunkach polowych może być skuteczna, a liczba oddziałujących na ten proces czynników liczna, to skutki ich działania są niełatwe do przewidzenia [16].

Autor do korespondencji:
Mgr Sławomir BORYMSKI e-mail: slawomir.borymski@us.edu.pl

Tablica I

Fizykochemiczne i biologiczne metody remediacji gleb skażonych metalami oraz ich porównanie [6÷8].

Kategoria	Technika	Zalety	Wady	Zastosowanie
Izolacja	<ul style="list-style-type: none"> • pułapkowanie • bariery gruntowe 	<ul style="list-style-type: none"> • brak produktów toksycznych • niezbyt droga 	<ul style="list-style-type: none"> • ingerencja w kompozycję krajobrazu • prowadzi do izolacji obszaru występowania zanieczyszczeń, nie do ich usunięcia 	<i>in-situ</i>
Immobilizacja	<ul style="list-style-type: none"> • stabilizacja fizykochemiczna • wityfikacja poprzez obróbkę cieplną • obróbka chemiczna 	<ul style="list-style-type: none"> • wysoka skuteczność • metoda stosunkowo szybka 	<ul style="list-style-type: none"> • wysokie koszty • możliwość powstania toksycznych odpadów • konieczność składowania odpadów • prowadzi do zatrzymania zanieczyszczeń, nie do ich usunięcia 	<i>in-situ/ ex-situ</i>
Ograniczenie toksyczności/ zmniejszenie biodostępności	<ul style="list-style-type: none"> • obróbka chemiczna • bariery o ograniczonej (selektywnej) przepuszczalności 	<ul style="list-style-type: none"> • wysoka skuteczność • stosunkowo krótki czas usuwania zanieczyszczenia 	<ul style="list-style-type: none"> • wysokie koszty • możliwość powstania toksycznych odpadów (obróbka chemiczna) • może wymagać skomplikowanej infrastruktury 	<i>ex-situ</i>
	<p>Metody bioremediacyjne:</p> <ul style="list-style-type: none"> • kompostowanie • złoża biologiczne • bioaugmentacja • biostymulacja • bioakumulacja • biolugowanie • fitoekstrakcja • fitostabilizacja • rizofiltracja 	<ul style="list-style-type: none"> • niewielka inwazyjność • brak produktów toksycznych • niski nakład kosztów • nie wpływa negatywnie na organizmy glebowe 	<ul style="list-style-type: none"> • ograniczone do obszarów umiarkowanie skażonych metalami ciężkimi • może wymagać infrastruktury (biostymulacja, złoża, kompostowanie) • możliwa ingerencja w kompozycję krajobrazu • długi czas usuwania zanieczyszczenia 	<i>in-situ/ ex-situ</i>
Ekstrakcja fizykochemiczna	<ul style="list-style-type: none"> • przemywanie • metody elektrokinetyczne • metody magnetyczne • metody chemiczne 	<ul style="list-style-type: none"> • duża skuteczność • szybkość usuwania zanieczyszczeń 	<ul style="list-style-type: none"> • wysokie koszty • skomplikowana infrastruktura • konieczność składowania odpadów • możliwość powstania produktów toksycznych 	<i>in-situ/ ex-situ</i>

Wpływ mikroorganizmów na dostępność metali dla roślin

Gleba jest środowiskiem wielofazowym o skomplikowanej budowie przestrzennej. W zależności od struktury i charakterystyki fizyko-chemicznej, gleby o tym samym stopniu skażenia całkowitego mogą w znacznym stopniu różnić się ilością biodostępnej frakcji metali. Do najważniejszych wpływających na to czynników glebowych należą: wielkość poszczególnych frakcji cząsteczek glebowych (skład granulometryczny), pH, potencjał redoks, wilgotność oraz zawartość materii organicznej [17]. Modyfikacja tych czynników może zatem istotnie wpływać na mobilizację, bądź immobilizację metali. Publikowane w ostatnim dziesięcioleciu wyniki badań wskazują na ważną rolę mikroorganizmów w tym procesie. Mikroorganizmy glebowe mogą zwiększać rozpuszczalność oraz stopień utlenienia metali, dzięki uwalnianiu organicznych ligandów, poprzez rozkład materii organicznej, wydzielanie metabolitów oraz sideroforów [18]. Dla przykładu Abou-Shanab i in. [19], wykazali, że obecność specyficznej mikroflory zwiększa fitoekstrakcję niklu przez *Alyssum murale*. Szczególną rolę w mobilizacji metali przypisuje się produkowanym przez mikroorganizmy niskocząsteczkowym kwasom organicznym, takim jak kwas glukonowy, 2-ketoglutaran, szczawian, cytrynian, octan, jabłczan oraz bursztynian. W zależności od formy metali oraz pH środowiska, mogą one wpływać na ich wiązanie lub desorpcję [20, 21]. Wykazano, że syntetyzowany przez bakterie *Gluconobacter diazotrophicus* kwas 5-ketoglutarowy, uwalniał jony cynku z nierozpuszczalnych jego związków ZnO, ZnCO₃ oraz Zn₃(PO₄)₂ [20]. Whiting i współp. [22] dowiedli, że inokulacja gleby metaloopornymi bakteriami ryzosferowymi istotnie zwiększa dostępność jonów cynku i ich akumulację w roślinach. Ważną grupą związków wpływających na mobilność metali są siderofory – niskocząsteczkowe organiczne chelatory o wysokim powinowactwie

do jonów żelaza Fe³⁺, syntetyzowane przez mikroorganizmy w warunkach braku żelaza Fe²⁺. Związki te charakteryzują się stosunkowo małą selektywnością i wykazują powinowactwo do licznych jonów metali, takich jak Al, Cd, Cu, Ga, In, Pb oraz Zn [21, 23]. Związane przez bakteryjne siderofory metale mogą być pobierane zarówno przez bakterie, jak i rośliny, zwiększając tym samym poziom akumulacji metali w tkankach roślin. Przykładem jest piowerdyna syntetyzowana przez bakterie z rodzaju *Pseudomonas*. Braud i współp. [21] zaobserwowali wpływ tego związku na dostępność jonów chromu oraz ołowiu, dzięki czemu metale te były pobierane przez korzenie kukurydzy.

Bakterie promujące wzrost metalofitów

Procesy zachodzące w ryzosferze metalofitów zdają się zasadniczo nie odbiegać od mechanizmów powszechnie obserwowanych w strefie przykorzeniowej roślin. Jednym z najlepiej poznanych oddziaływań jest symbioza bakterii z rodzaju *Rhizobium* oraz roślin z rodziny bobowatych. U hiperakumulatorów selenu *Astragalus bisulcatus*, *A. racemosus* i *A. praelongus* zaobserwowano symbiozę z rizobiami zdolnymi do wzrostu w obecności metali ciężkich [3, 23]. Specyficzne środowisko ryzosfery metalofitów stanowi bogaty rezerwuuar mikroorganizmów metaloopornych. Przykładem takich mikroorganizmów są ryzosferowe grzyby i bakterie hiperakumulatora cynku, *Thlaspi caerulescens*. W ryzosferze ekotypów tej rośliny niezdolnych do akumulacji metali, nie występują bakterie metalooporne [24]. Mechanizmy oporności bakterii na metale, a niekiedy sama aktywność metaboliczna mikroorganizmów, mogą istotnie przyczynić się do wzrostu akumulacji metali przez hiperakumulatory. Pośród metaloopornych bakterii, uwagę zwracają PGPR (*plant growth promoting rhizobacteria*), stanowiące specyficzną grupę mikroorganizmów zdolnych do bezpośredniego stymulowania wzrostu roślin [25]. Mechanizmy te obejmują syntezę związków, takich jak deaminazy ACC, hormony roślinne, np. auksyny oraz wspomniane wydzielanie sideroforów i wiązanie wolnego azotu. Promowanie wzrostu metalofitów przez bakterie ryzosferowe w wielu przypadkach przyczynia się do zwiększenia biomasy roślinnej, w której wiązane są metale ciężkie. Pośrednio mechanizm ten prowadzi więc do zwiększenia efektywności procesu fitoekstrakcji [20, 26]. W odpowiedzi na liczne stresy abiotyczne, takie jak obecność metali ciężkich, rośliny produkują etylen – roślinny hormon stresu hamujący wzrost roślin. Stężenie etylenu w roślinach może być zmniejszane poprzez działanie bakteryjnych deaminaz ACC. Enzymy te, produkowane przez PGPR, przekształcają ACC – kwas l-aminocyklopropano-l-karboksylowy, będący prekursorem etylenu, do kwasu α-ketomasłowego i amoniaku [27]. Mikroorganizmy wydzielające deaminazy ACC opisano m.in. w ryzosferze *Thlaspi goesingense*, gdzie pozytywnie wpływały na kondycję roślin w warunkach stresu metali ciężkich [28]. W innych badaniach zasugerowano z kolei, że *Alyssum serpyllifolium* oraz *Thlaspi goesingense* mogą wykazywać wzmoczony wzrost i akumulację jonów niklu, zarówno dzięki produkcji bakteryjnych deaminaz ACC jak również IAA – kwasu indolilo-3-ocetowego, związku o charakterze auksyny [3, 12, 29]. Obecność metali w glebie najczęściej interferuje z metabolizmem innych pierwiastków. Niektóre z nich, takie jak fosfor, są jednym z głównych makroelementów przyswajanych przez rośliny i niezbędnych dla ich wzrostu. Fosfor w glebie bogatej w metale najczęściej występuje w formie związanej i nierozpuszczalnej, takiej jak polifosforany czy organiczne związki fosforu [30]. Wiele metaloopornych PGPR wykazuje jednak zdolności do uwalniania rozpuszczalnego fosforu, dostępnego dla roślin. Zdolność mikroorganizmów do rozpuszczania nieorganicznych, trudno dostępnych fosforanów jest wynikiem uwalniania przez nie kwasów organicznych oraz właściwości chelatujących oksokwasów. Z kwasów wytwarzanych przez mikroorganizmy rozpuszczające fosforany (PSM, *phosphate solubilizing microorganisms*) największą rolę odgrywa wspomniany już wcześniej kwas glukonowy, produkt pośredni metabolizmu wielu bakterii z rodzajów *Pseudomonas*, *Burkholderia* czy *Ervinia* [20]. Potencjalny wpływ

na akumulację metali przez rośliny może mieć także mikoryza. Grzyby mikoryzowe otrzymują od rośliny substraty wzrostowe wytworzone w procesie fotosyntezy, jednocześnie dostarczając roślinie liczne produkty, w tym zmineralizowane i dostępne postaci pierwiastków, takich jak fosfor, miedź czy cynk, oraz inne kationy metali [31]. Mikoryzowane korzenie roślin uzyskują dodatkową powierzchnię chłonną, dzięki czemu wiązanie metali zachodzi ze zwiększoną efektywnością. Dla przykładu, mikoryzowane rośliny *Berkheya coddi*, zdolne były do akumulacji 20-krotnie większych ilości niklu, niż rośliny niemikoryzowane [32]. Wreszcie w ryzosferze mogą być także obecne mikroorganizmy patogenne. Istotnym czynnikiem pośrednim wpływającym na ich wzrost jest z punktu widzenia roślin zwalczanie tych patogenów przez mikroorganizmy ryzosferowe. Przykładowo, Gram-ujemne bakterie z rodzaju *Pseudomonas* produkują liczne związki o działaniu antagonistycznym w stosunku do patogennych grzybów. Najważniejsze z nich to fenazy, pyrolnityna, 2,4-diacetylofloroglucynol (DAPG) oraz pioluteoryna [33].

Perspektywy

Ogromny potencjał mikroorganizmów ryzosferowych do wspomaganie wzrostu roślin oraz zwiększania puli dostępnych jonów metali w glebie sprawił, iż stał się świadkiem narodzin nowej dziedziny – ryzoremediacji [34]. To właśnie w strefie przykorzeniowej aktywność przeprowadzanych przez mikroorganizmy glebowe procesów bioremediacyjnych jest największa, co z praktycznego punktu widzenia czyni z niej środowisko niezwykle istotne. Aktualna wiedza dotycząca ryzosfery roślin metaloopornych pozostaje fragmentaryczna, a przyczyny niektórych zjawisk niewyjaśnione [20]. Fitoremediacja jest zagadnieniem interdyscyplinarnym. Dzięki integracji zdobyczy naukowych prężnie rozwijających się dziedzin, takich jak hodowla roślin, mikrobiologia gleby, ekologia, inżynieria środowiskowa i genetyka, ma duże szanse powodzenia [21]. W perspektywie długofalowej stanowi więc jedyne przyjazne środowisku rozwiązanie w remediacji skażonych metalami gleb.

Literatura

- Lin H.: *Three principles of soil change and pedogenesis in time and space*. Soil Science Society of America Journal 2011, **75**, 2049–2070.
- Badri D.V., Weir T.L., Van der Lelie D., Vivanco J.M.: *Rhizosphere chemical dialogues: Plant-microbe interactions*. Current Opinion in Biotechnology 2009, **20**, 642–650.
- Alford É.R., Pilon-Smiths E.A.H. and Paschke M.W.: *Metallophytes – a view from the rhizosphere*. Plant and Soil 2010, **337**, 33–50.
- Bais H.P., Weir T.L., Perry L.G., Gilroy S. and Vivanco J.M.: *The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms*. Annual Review of Plant Biology 2006, **57**, 233–66.
- Lugtenberg B.J.J., Kalinova F.: *Plant growth promoting rhizobacteria*. Annual Reviews of Microbiology 2009, **63**, 541–556.
- Vidali M.: *Bioremediation. An overview*. Pure and Applied Chemistry 2001, **73**, 1163–1172.
- Dermont G., Bergeron M., Mercier G., Richer-Lafleche M.: *Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications*. Journal of Hazardous Materials 2008, **152**, 1–31.
- Wuana R.A., Okieimen F.E.: *Heavy metals in contaminated soils: A review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation*. International Scholarly Research Notices Ecology 2011, **2011**, 1–20.
- Khan M.S., Zaidi A., Wani P.A., Oves M.: *Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils*. Environmental Chemistry Letters 2009, **7**, 1–19.
- Becerra-Castro C., Monterroso C., Prieto-Fernández, Rodríguez-Lamas L., Loureiro-Viñas M., Acea M.J., Kidd P.S.: *Pseudometallophytes colonising Pb/Zn mine tailings: A description of the plant-microorganism-rhizosphere soil system and isolation of metal-tolerant bacteria*. Journal of Hazardous Materials 2012, **217–218**, 350–359.
- Van der Ent A., Baker A.J.M., Reeves R.D., Pollard A.J., Schat H.: *Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction*. Plant and Soil 2013, **362**, 319–334.
- Wenzel W.W.: *Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils*. Plant and Soil 2009, **321**, 385–408.
- Ali H., Khan E., Sajad M.W.: *Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications*. Chemosphere 2013, **91**, 869–881.

- Plociniczak T., Sinkkonen A., Romantschuk M., Piotrowska-Seget Z.: *Characterization of Enterobacter intermedium MH8b and its use for the enhancement of heavy metals uptake by Sinapis alba L.* Applied Soil Ecology 2013, **63**, 1–7.
- Wu C.H., Wood T.K., Mulchandani A., Chen W.: *Engineering plant-microbe symbiosis for rhizoremediation of heavy metals*. Applied and Environmental Microbiology 2006, **72**(2), 1129–1134.
- Brunetti G., Farrag K., Rovira P.S., Nigro F., Senesi N.: *Greenhouse and field studies on Cr, Cu, Pb and Zn phytoextraction by Brassica napus from contaminated soils in the Apulia region, Southern Italy*. Geoderma 2011, **16**, 517–523.
- Rieuwerts J.S., Thornton I., Farago M.E., Ashmore M.R.: *Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals*. Chemical Speciation and Bioavailability 1998, **10**(2), 61–75.
- Gadd G.M.: *Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation*. Geoderma 2004, **122**(2–4) 109–119.
- Abou-Shanab R., Angel J.S., Delorme T.A., Chaney R.L., Van Berkum P., Moawad H., Ghanem K. and Ghazlan H.A.: *Rhizobacterial effects on nickel extraction from soil and uptake by Alyssum murale*. New Phytologist 2003, **158**, 219–224.
- Ma Y., Prasad M.N.V., Rajkumar M. and Freitas H.: *Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils*. Biotechnology Advances 2011, **29**, 248–258.
- Rajkumar M., Sandhya S., Prasad M.N.V., Freitas H.: *Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation*. Biotechnology Advances 2012, **30**, 1562–1574.
- Whiting S.N., De Souza M.P. and Terry N.: *Rhizosphere bacteria mobilize Zn for hyperaccumulation by Thlaspi caerulescens*. Environmental Science and Technology 2001, **35**, 3144–3150.
- Alford É.R., Pilon-Smiths E.A.H., Fakra S.C., Paschke M.W.: *Selenium hyperaccumulation by Astragalus (Fabaceae) does not inhibit root nodule symbiosis*. American Journal of Botany 2012, **99**(12), 1–12.
- Dechamps C., Roosens N.H., Hotte C., Meerts P.: *Growth and mineral element composition in two ecotypes of Thlaspi caerulescens on Cd contaminated soil*. Plant and Soil 2005, **273**, 327–335.
- Zhuang X., Chen J., Shim H., Bai Z.: *New advances in plant growth-promoting rhizobacteria for bioremediation*. Environment International 2007, **33**, 406–413.
- Li W.C., Ye Z.H., Wong M.H.: *Effects of bacteria on enhanced metal uptake of the Cd/Zn-hyperaccumulating plant, Sedum alfredii*. Journal of Experimental Botany 2007, **58**(15/16), 4173–4182.
- Glick B.R., Cheng Z., Czarny Z., Duan J.: *Promotion of plant growth by ACC deaminase-producing soil bacteria*. European Journal of Plant Pathology 2007, **119**, 329–339.
- Idris R., Trifonova R., Puschenreiter M., Wenzel W.W., Sessitsch A.: *Bacterial communities associated with flowering plants of the Ni hyperaccumulator Thlaspi goesingense*. Applied and Environmental Microbiology 2004, **70**(5), 2667–2671.
- Arshad M., Saleem M., Hussain S.: *Perspectives of bacterial ACC deaminase in phytoremediation*. Trends in Microbiology 2007, **25**(8) 356–362.
- Rodriguez H., Fraga R.: *Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion*. Biotechnology Advances 1999, **17**, 319–339.
- Bonfante P., Anca I.A.: *Plants, Mycorrhizal fungi, and bacteria: a network of interactions*. Annual Reviews of Microbiology 2009, **63**, 363–383.
- Orłowska E., Przybyłowicz W., Orłowski D., Turnau K., Mesjasz-Przybyłowicz J.: *The effect of mycorrhiza on the growth and elemental composition of Ni-hyperaccumulating plant Berkheya coddii Roessler*. Environmental Pollution 2011, **159**, 3730–3738.
- Compant S., Clément C., Sessitsch A.: *Plant growth-promoting bacteria in the rhizo- and endosphere of plants: their role, colonization, mechanisms involved and prospects for utilization*. Soil Biology and Biochemistry 2010, **42**, 669–678.
- Kuiper I., Lagendijk L., Bloemberg G.V., Lugtenberg B.J.J.: *Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction*. Molecular Plant-Microbe Interactions 2004, **17**(1), 6–15.

*Mgr Sławomir BORYMSKI jest absolwentem Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach (2009). Obecnie asystent i doktorant w Katedrze Mikrobiologii WBiOŚ UŚ. Zainteresowania naukowe: mikrobiologia środowiskowa, interakcje pomiędzy roślinami a mikroorganizmami, bioremediacja.
e-mail: slawomir.borymski@us.edu.pl, tel. 32 200 93 57

Prof. dr hab. Zofia PIOTROWSKA-SEGET jest absolwentką Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach (1981). Tytuł profesora belwederskiego uzyskała w 2012 r. Obecnie kierownik Katedry Mikrobiologii WBiOŚ UŚ. Zainteresowania naukowe: mikrobiologia gleby, biotechnologia środowiska, biologiczne metody oczyszczania środowisk zanieczyszczonych.
e-mail: zofia.piotrowska-seget@us.edu.pl, tel. 32 200 93 76