

REMIATIVNÍ FUNKCE MIKROORGANISMŮ A ROSTLIN

VLADIMÍR JIRKŮ^a, PETRA LOVECKÁ^b,
ALENA ČEJKOVÁ^a, MARTINA MACKOVÁ^b,
KATEŘINA DEMNEROVÁ^b a JAN MASÁK^a

^a Ústav biotechnologie, ^b Ústav biochemie a mikrobiologie,
VŠCHT Praha, Technická 5, 166 28 Praha 6
Petra.Lovecka@vscht.cz

Klíčová slova: bioremediace, fyto-remediace, rhizo-remediace, biodegradace, bioakumulace, biofilm, rhizosféra

Obsah

1. Úvod
2. Mikroorganismus
3. Rostlina (+ mikroorganismus)

1. Úvod

Schopnost jednobuněčného organismu (mikroorganismu) využít organický substrát jako zdroj uhlíku a energie je základem nejčastěji realizované biotické eliminace organického polutantu půdy a vody, tedy procesu jejich bioremediace^{1,2}. Aditivně tento organismus také nabízí i funkci bioextraktivní / bioakumulativní. V případě, že jsou tyto remediativní funkce realizovány rostlinou, přesněji součinností mikroorganismu a rostliny, nazýváme remediaci daného prostředí fyto-remediací³. Výkon remediativní funkce je klíčový a určující účinnost bioremediace. Její biologicko-biochemická podstata a závislost je tato:

2. Mikroorganismus

Účinnost mikrobiálního odbourání (biodegradace) konkrétního polutantu⁴ je vždy určena: a) metabolickým potenciálem působícího mikroorganismu(ů) a jeho fyziologickou adaptabilitou; b) jeho reprodukční aktivitou; c) přítomnými induktory sporogeneze v případě sporogenního mikroorganismu; d) citlivostí mikroorganismu k působení stresorů cílového prostředí; e) profilem a variabilitou ostatních nutrientů; f) citlivostí k nutriční deficienci; g) citlivostí k cytotoxickému působení odbourávaného polutantu, včetně intermediátů jeho degradace; h) citlivostí ke stresorům prostředí; ch) stavem a adaptabilitou struktur buněčného povrchu, které ovlivňují kontakt mikroorganismu a polutantu i jeho následný buněčný transport / mobilitu; i) pozitivními a negativními mezibuněčnými interakcemi, a to jednak

v rámci smíšené populace použitých biodegradérů, jednak v rámci jejich kontaktu s mikrobiálními prostředími bioremediativní zásahu; j) změnou zastoupení jednotlivých taxonů v průběhu procesu bioremediace^{5–12}; k) aktuální schopností mikroorganismu kolonizovat přítomné biotické i abiotické povrchy (vytvářet biofilmy¹³) a l) změnami znaků a vlastností a)–k), které jsou indukované vývojem a stavem vzniklého biofilmu^{14–21}, jako upoutaného buněčného konsorcia. Takto složitá závislost remediativní funkce mikroorganismu nabývá dalších individuálních podob v případech, kdy je aplikováno více (taxonomicky různě vzdálených) mikroorganismů, kombinován např. katabolismus organické sloučeniny s bioakumulací / bioredukcí iontu kovu^{11,22}, nebo eliminována směs chemicky příbuzných / nepříbuzných xenobiotik. Je zřejmé, že uvedené limitující faktory, značná taxonomická diverzita mikroorganismů, chemická diverzita polutantů a samozřejmě i (zde nediskutovaná) variabilita technologického provedení, charakteru prostředí a způsobu monitorování procesu bioremediace, určují nejen dosažený stupeň účinnosti každé remediativní funkce mikroorganismu, ale i její technologickou a časovou náročnost, tedy její úspěšnost a cenu.

Z hlediska praxe je obvyklým nedostatkem skutečnost, že příprava technologické kultury použitého mikroorganismu(ů) není přesně spojena s obrazem kontaminace remediováného prostředí, a tento obraz není přesně určen a nebere v úvahu všechny vlivy, které remediativní funkci mikroorganismu limitují. Vzhledem k tomu, že přirozená mikrobiální flóra půdy a vody existuje většinou ve formě biofilmů lze předpokládat, že tuto přirozenou schopnost jednobuněčných organismů (tj. kolonizovat pevný povrch) uplatní i buněčná populace, která je součástí bioremediativního zásahu. V této souvislosti lze očekávat, že výkon remediativní funkce této aditivní buněčné populace bude (mimo uvedené) také závislý na vlivu konverze jejího stavu suspenzního ve stav upoutaného buněčného konsorcia. Technologicky použitelné poznatky o změně fenotypu, která je touto konverzí indukována, však většinou chybí. Žádané informace může přinést pouze komplexní studium modelových mono- / polytaxonických biofilmů, vhodné kombinující otázku: a) jejich autoorganizace a architektury; b) produkci a funkci mezibuněčné, polymerní hmoty; c) buněčnou diferenciaci; d) mezibuněčné komunikace; e) mezibuněčný přenos genetické informace s otázkou: f) možné buněčné receptce fyzického mezibuněčného kontaktu (popř. kontaktu buněčného povrchu s povrchem nosiče), indukující reprodukovatelnou změnu remediativní funkce použité buněčné populace. Předpoklad, že fenotyp buněčné populace biofilmu může být modulován tímto typem signálu, podporují výsledky prvních komparativních studií^{14–21}. V kontextu nutné reprodukce

vatelnosti přípravy technologicky použitelného biofilmu je aktuální otázkou možnost stabilizace adhezní dispozice buňky²³, prostřednictvím stabilizace stavu buněčného povrchu, která je stejně významná jak pro kolonizaci abiotických (technologicky použitelných) nosičů, tak biotických povrchů (viz problematika mikroflóry kolonizující kořenový systém rostliny). Sledováním nástrojem těchto modulací, ale např. i modulace kontaktu buňky a polutantu, je (kromě fyziologických faktorů) aplikace povrchově aktivních aditiv – huminových látek^{24–27} a biosurfaktantů (biotenzidů)^{28–30}.

Zdroj i způsob izolace huminových látek determinují velkou variabilitu jak stavby a molekulové hmotnosti jejich poly-kondenzovaných makromolekul, tak jejich reaktivity / biologického účinku. V případě biologické aktivity těchto látek lze předpokládat, že a) zprostředkovávají transport základních a stopových živin; b) jsou zdrojem živin po chemické modifikaci katalyzované buňkou, a to v prostředí prostoru mimobuněčného, buněčného povrchu a vnitrobuněčného; c) na buňku působí produkt jejich biodegradace nebo biotransformace; d) ovlivňují funkce buněčného povrchu na základě přímého kontaktu a biochemické, popř. fyzikálně-chemické interakce; e) působí některým z uvedených mechanismů pouze v podobě komplexu nebo konjugátu s ionty kovů a organických molekul, které vznikají v mimobuněčném prostředí bez účasti buňky; f) působí na základě kombinace uvedených mechanismů. Tento potenciální mechanismus účinků huminových aditiv je u prokaryotních i eukaryotních mikroorganismů spojován s vývojem povrchové (aditivní) vrstvy vázané huminové substance^{31,32}. Přítomnost tohoto nového komponentu vnějšího mikro-prostředí buňky přináší stabilní a plně reprodukovatelné změny složení buněčné stěny, změny cytologie buněčného dělení, zrychlení buněčné reprodukce, změny vnitrobuněčného cytologického obrazu a rovněž zvýšení buněčné rezistence k mimobuněčně působícím stresorům a k (cyto)toxické xenobiotik. Technologicky významné fenotypové změny, které indukuje stav biofilmu nebo aplikace huminové kyseliny, byly v experimentálních a (maloobjemových) technologických aplikacích prokaryotních i eukaryotních biodegradérů jednoznačně prokázány a plně opravňují zařazení této problematiky do cílené přípravy mikrobiálních degradérů³³. Druhým, tzv. přirozeným aditivem, jsou biosurfaktanty, což jsou strukturně a kompozičně diversifikované, povrchově aktivní produkty prokaryotních i eukaryotních mikroorganismů. Jejich produkce může mít konstitutivní i indukibilní charakter, který může a nemusí být determinován utilizovaným substrátem. Tyto produkty jsou kategorizovány jako: lipopolysacharidy, lipoproteiny, peptidolipidy a glykolipidy, které představují nejpočetnější skupinu³⁴. Podstata aplikace tohoto prostředku v technologiích bioremediace je primárně identická s aplikací syntetických povrchově aktivních látek. Z hlediska interakce s prostředím a dalších vlastností je ale (většinou netoxický) biosurfaktant, podobně jako huminová látka, aditivem přirozeným. V daných souvislostech je perspektivní především cílená aplikace vícesložkových biosurfaktantů, především

vším rhamnolipidů^{34,36}. V blízké budoucnosti bude snad možné zařadit mezi nástroje fyziologické modulace remediativní funkce mikroorganismu i technologicky vhodně realizovaný vliv magnetického pole^{37–40}.

Remediativní funkce určitého druhu mikroorganismu není pouze problematikou její fyziologické závislosti, ale také problematikou její genetické determinace^{41,42}. Řešení této otázky vychází z těchto předpokladů: a) poznání genetické determinace klíčové metabolické funkce konkrétního taxonu a vývoj prostředku genetické manipulace s touto funkcí, je jedním z hlavních nástrojů možné cílené přípravy biodegradérů s vyšší remediativní účinností, a to i ve smyslu eliminace více toxických intermediátů; b) podstatně lze metabolickou funkci biodegradérů také podpořit manipulací snižující buněčnou citlivost k toxickému vlivu polutantu, popř. stresovým vlivům prostředí; c) cílená příprava biodegradérů musí být komplementární k charakteru kontaminace, stavu jejího prostředí a (z jiného hlediska) požadavkům přípravy a použití geneticky modifikovaných organismů.

3. Rostlina (+ mikroorganismus)

Fytoremediace je definována jako užití zelených rostlin k přesunu, akumulaci a odstranění polutantů z životního prostředí nebo zmírnění jejich škodlivého šíření^{43–46}. V mnoha studiích bylo prokázáno, že rostliny jsou schopné akumulovat a přeměňovat anorganické i organické polutanty^{47,48}. Pro účinnou fytoremediaci je důležité, aby znečišťující látky byly snadno dostupné kořenovému systému rostlin, který tyto látky dále transportuje do rostlinných tkání, kde jsou přeměňovány a ukládány.

Rostliny při dekontaminaci uplatňují několik mechanismů⁴⁹: a) přímou absorpci kořeny, následným přesunem do rostlinné tkáně a akumulací ve formě nefytotoxických metabolitů; b) uvolňováním enzymů do prostředí, které podporují mikrobiální aktivitu a biochemickou transformaci v půdě⁵⁰; c) zvýšenou mineralizací látek v rhizosféře, která je typická pro činnost hub a mikrobiálních konsorcií; d) absorpci povrchem listů z atmosféry⁵¹.

Technologie využívající vyšších rostlin může hrát významnou roli při překonávání obtíží spojených s bakteriální degradací PAH v životním prostředí. Bylo prokázáno možné použití rostlin – stromů (*Betula pendula*) a travin (*Lolium perenne*) při degradaci fluorescentu a pyrenu⁵².

Hybridní topoly mohou být využity jako indikátory organických polutantů při znečištění půdy a spodních vod⁵³.

V případě odstraňování těžkých kovů z životního prostředí se využití mikroorganismů a rostlin jeví jako velmi perspektivní. Některé druhy dokáží ve značné míře akumulovat kovy ze zeminy, akumulovat je v pletivech a po vazbě na různé typy sloučenin (metalothioneinů a fytochelatinů) snižovat jejich toxicitu⁵⁴. Metalothionein

jako bílkovina je indukován stresovými faktory, jako jsou právě těžké kovy, tepelný šok, poranění nebo virová infekce, a její exprese je používána pro zvýšení zádržnosti kovů z odpadních a spodních vod. Fytochelatiny rostliny produkují pro detoxifikaci těžkých kovů ve formě komplexů ukládaných do vakuol. Mezi klasické hyperakumulátory patří např. *Thlaspi caerulescens* s vyšší schopností akumulace kadmia a zinku, ale dají se využít i jiné rostliny^{55–58}.

Výhodou fytoremediace je její vysoká efektivita, produkce biomasy může dosáhnout až 100 tun na hektar plochy za rok. Při růstu rostlin nedochází k poškozování životního prostředí, jelikož nejsou potřeba těžké stroje ani převoz zeminy. Používání fytoremediace je též akceptováno veřejností. Nevýhodou fytoremediace je negativní ovlivnění jejího průběhu a výsledné kontaminace různými vlastnostmi půdy a životními podmínkami v místě znečištění. Struktura půdního profilu, pH, koncentrace solí, polutantů a přítomnost dalších toxinů – tyto faktory mohou být limitující s ohledem na toleranci použité rostliny. Kontaminanty se mohou hromadit v listech a mohou být znovu uvolňovány (např. při opadávání listů) do prostředí. V některých případech se zvyšuje rozpustnost polutantů a může dojít k jejich rozšíření do okolního prostoru. Fytoremediace je také pomalejší než běžné jiné biologické či fyzikální a chemické metody, a proto je nutné uvážit i časové hledisko při výběru metody.

Na celém procesu fytoremediace se podílejí také mikroorganismy, které žijí v symbióze s rostlinami, zejména v oblasti rhizosféry – kořenové části rostlin. Rhizosféra je oblast bezprostředně obklopující kořenový systém rostlin a slouží jako obohacovací zóna pro zvýšený růst různých mikroorganismů. Rhizoremediace představuje jeden ze způsobů, jak dosáhnout bioremediace *in situ* a je chápána jako odstraňování polutantů z půdy prostřednictvím kořenů rostlin a symbioticky žijících mikroorganismů⁵⁹. Představuje nový přístup, který zohledňuje vzájemnou spolupráci rostlin a půdní mikroflóry (bakterie, plísňe) v kontaminovaném prostředí. Úspěch využití rostlinných druhů jako rhizoremediačního prostředku je závislé na rozvětvenosti kořenového systému, poskytující živnou půdu pro růst bakterií, dále na primárním a sekundárním metabolismu dané rostliny a v neposlední řadě i na schopnosti přežívání a interakce s okolním systémem. Kořeny rostlin mohou sloužit k obohacování půdy vylučováním aditiv (živin) a k zlepšení její aerace. Různé druhy rostlin podporují mikroflóru díky komplexním interakcím, zahrnujícím jak selektivní podporu růstu některých druhů, tak i inhibici jiných. Každá oblast, kontaminovaná určitým typem organických nebo anorganických látek, vyžaduje pro fytoremediace jiný druh rostlin nebo větší počet rostlin ve skupině. Často bývá používána vojtěška pro svoji schopnost fixovat dusík a díky svým kořenům, schopným dorůst do vhodné hloubky. Velmi výhodné pro fytoremediaci jsou stromy z rodu *Salicaceae* (topoly a vrby), které jsou odolné a velmi rychle rostou. Různé výhody pro odstraňování zejména organických polutantů z kontaminovaných půd nabízí hybridní topoly, které ros-

tu z dlouhých štěpů zasazených hluboko do půdy, mohou být pokáceny a přesazeny z kusů kořenů. Rostliny mohou urychlit bioremediaci v rhizosféře tím, že vylučují do půdy látky (exudáty), které mohou mikroorganismy využívat jako růstový substrát pro degradaci xenobiotik. Některé rostlinné druhy svými exudáty mohou selektivně stimulovat růst degradujících bakterií, udržovat jejich degradační schopnosti, prodlužovat jejich přežívání na kontaminovaných místech a v některých případech mohou i inhibovat růst ostatních kompetitivních mikroorganismů. Exudáty obsahují enzymy, alifatické a aromatické látky, aminokyseliny a cukry, přičemž koncentrace látek obsažených v exudátech jsou dvakrát až třikrát vyšší v rhizosféře, než v okolní půdě⁶⁰. Některé limitující faktory fytoremediace by mohly být odstraněny s použitím geneticky modifikovaných rostlin^{61–64}. Takové rostliny by byly získávány transformací po vložení specifických genů⁶⁵ pro tvorbu bílkovin nebo peptidů, které se účastní vazby a transportu xenobiotik nebo zvýšením produkce a aktivity rostlinných biodegradačních enzymů a zajištění jejich přednostního transportu do rhizosféry a podpory půdních bakterií, které žijí v nejbližším okolí rostlinných kořenů.

Závěr

Výčet uvedených možností bioremediačních technik je pouhým nastíněním celkové koncepce sanace ekologických zátěží. Aby bylo možné eliminovat vlivy znečištěných území na zdraví lidí a zvířat i na ostatní složky životního prostředí, bylo vyvinuto množství sanačních technologických postupů. Samotné jejich použití a výsledek je ovlivněn geofyzikálními, biochemickými a biologickými vlastnostmi dané lokality, které jsou pro danou sanační technologii determinující.

LITERATURA

1. Kumar A., Bisht B. S., Joshi V. D., Dhewa T.: *Int. J. Environ. Sci.* 1, 1079 (2011).
2. Perelo L., W., J.: *Hazard. Mat.* 177, 81 (2010).
3. Meagher R. B.: *Plant Biotechnol.* 3, 153 (2000).
4. Wacket L.P., Hershberger C.D.: *Biocatalysis and Biodegradation*, (Wacket L. P., Hershberger C. D., ed.), ASM Press, Washington DC 2001.
5. Boopathy R.: *Bioresour. Technol.* 74, 63 (2000).
6. Denich T. J., Beaudette L. A., Lee H., Trevors J. T. J.: *Microbiol. Methods* 52, 149 (2003).
7. AL-Saleh E. S., Obuekwe C.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 56, 1 (2005).
8. Mancera-López M. E., Esperza-García F., Chávez-Goméz B., Rodríguez-Vázquez R., Saucedo-Castañeda G., Barrera-Cortés J.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 61, 151 (2008).
9. Perchet G., Sangelya M., Gon M., Merlina G., Revela J. C., Pinellia E.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 61, 304 (2008).
10. Antizar-Ladislao B., Spanova K., Beck A. J., Russell

- N. J.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 61, 357 (2008).
11. Colin V. L., Villegas L. B., Abate C. M.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 69, 28 (2012).
 12. Thompson I. P., Gast C. J., Ciric L., Singer A. C.: *Environ. Microbiol.* 7, 909 (2005).
 13. Bryers J. D., ed.: *Biofilms – Process Analysis and Application*, Wiley-Liss, New York 2000.
 14. Geesey G. G.: *Curr. Opin. Microbiol.* 4, 296 (2001).
 15. Southam G., Whitney M., Knickerbocker C.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 47, 197 (2001).
 16. Jirků V., Masák J., Čejkova A.: *Adv. Environ. Res.* 7, 635 (2003).
 17. Jirků V., Masák J., Čejkova A. J.: *Microbiol. Biotechnol.* 11, 17 (2001).
 18. Jirků V., Masák J., Čejkova A.: *Microbiol. Res.* 156, 383 (2001).
 19. Jirků V., Masák J., Čejkova A.: *Enzyme Microb. Technol.* 26, 808 (2000).
 20. Jirků V.: *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 22, 147 (1999).
 21. Jirků V., World J.: *Microbiol. Biotechnol.* 8, 192 (1992).
 22. Pinaki Sar P., Kazyi S.K., D'Souza S.F.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 54, 193 (2004).
 23. Procházková G., Jirků V., Bartovská L. Brányik T.: *Chem. Listy* 105, 856 (2011).
 24. Wandruszka R., Engebretson C. R. R.: *Talanta* 44, 805 (1997).
 25. Jones K. D., Miller C. R.: *Environ. Sci. Technol.* 33, 580 (1999).
 26. Conte P.: *Environ. Pollut.* 11, 27 (2001).
 27. Jirků V., Masák J., Čejková A., v knize: *Water Pollution, Modelling, Monitoring and Management*, str. 509 (Brebica C. A., Antunes do Carno J. S., ed.) WIT Press, Southampton UK 2006.
 28. Ghojavand H.: *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 80, 1073 (2008).
 29. Mulligan C.: *Environ. Pollut.* 133, 185 (2005).
 30. Calvo C.: *J. Bacteriol.* 109, 255 (2004).
 31. Jirků V., Žižka Z., Sedlářová R., Pospíšil F.: *Microbiol. Res.* 153, 149 (1998).
 32. Jirků V., Žižka Z., Čejková A., Masák J., Krulíková T., Madronová L.: *Asian J. Microbiol., Biotechnol. Environ. Sci.* 11, 277 (2009).
 33. Stehlíčková L., Šváb M., Wimmerová L., Kozler J.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 63, 923 (2009).
 34. Ghojavand H., Vahabzadeh F., Mehranian M., Radmehr M., Shahraki K.A., Zolfagharian F., Emadi M. A., Roayaei E.: *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 80, 1073 (2008).
 35. Zhao Z., Selvam A., Wong J. W.: *Bioresource Technol.* 102, 3999 (2011).
 36. Pattanathu K. S., Rahman M., Gapke E.: *Biotechnology* 7, 360 (2008).
 37. Hunt R. W., Zavalin A., Bhatnagar A., Chinnasamy S., Das K. C.: *Int. J. Mol. Sci.* 10, 4515 (2009).
 38. Tomska A., Wolny L.: *Desalination* 222, 368 (2008).
 39. Yavuz H., Celebi S. S.: *Enzyme Microb. Technol.* 26, 22 (2000).
 40. Gao M., Zhang J., Feng H.: *Bioelectromagnetics* 32, 73 (2011).
 41. Drobník J.: *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 44, 3 (1999).
 42. Saylor G. S., Ripp S.: *Curr. Opin. Biotechnol.* 11, 286 (2000).
 43. Macková M., Vrchotová B., Frančová K., Sylvestre M., Tomaniová M., Lovecká P., Demnerová K., Macek T.: *Eur. J. Soil Biol.* 43, 233 (2007).
 44. Cunningham S. D., Ow D. W.: *Plant Physiol.* 110, 715 (1996).
 45. Macek T., Macková M., Kučerová P., Chromá L., Burkhard J., Demnerová K.: *Biotechnology for the Environment: Soil Remediation* (Agathos S. N., Reineke W., ed.) kap. 4. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht 2002.
 46. Macková M., Dowling D., Macek T.: *Phytoremediation and Rhizoremediation. Theoretical Background. Focus on Biotechnology* (Mackova M., Diwling D., Macek T., ed.). Springer, Berlin 2006.
 47. Khan A. G., Kueg C., Chaudhry T. M. Khoo C. S., Hayes W. J.: *Chemosphere* 41, 197 (2000).
 48. Macek T., Mackova M., Kas J.: *Biotechnol. Adv.* 18, 23 (2002).
 49. Snoor J. L., Licht L. A., McCutcheon S. C., Wolfe N. L., Carreira L. H.: *Environ. Sci. Technol.* 29, 318 (1995).
 50. Chroma L., Macek T., Demnerova K., Mackova M.: *Chemosphere* 49, 739 (2002).
 51. Macek T., Francova, K., Kochankova, L., Lovecka, P., Ryslava, E., Rezek, J., Sura, M., Triska J., Demnerova K., Mackova M.: *Rev. Environ. Health* 19, 155 (2004).
 52. Rezek J., in der Wiesche C., Mackova M, Zadrazil F., Macek T.: *Chemosphere*, 70, 1603 (2008).
 53. Shang T. Q., Doty S. L., Wilson A. M., Howald W. N., Gordon M. P.: *Phytochemistry* 58, 1055 (2001).
 54. Cobbett C. S., Goldbrough P.: *Plant Physiol.* 123, 825 (2000).
 55. Baker A. J. M., cGrath S. P., Sidoli C. M., Reeves R. D.: *Resour., Conserv. Recycl.* 11, 41 (1994).
 56. Prasad M. N. V., Freitas H. M. O.: *Electron. J. Biol.* 6, 285 (2003).
 57. Macek T., Macková M., Pavlíková D., Szaková J., Truksa M., Singh Cundy A.: *Acta Biotechnol.* 22, 101 (2002).
 58. Kotrba P.: *Microbial Biosorption of Metals* (Kotrba P., Mackova M., Macek T., ed.), kap. 1. Springer Dordrecht 2011.
 59. Kuiper I., Lagendijk E. L., Blomberg G. V., Lugtenberg B. J.: *Mol. Plant-Microbe Interact.* 17, 6 (2004).
 60. Singer A. C., Crowley D. E., Thompson P.: *Trends Biotechnol.* 21, 123 (2003).
 61. Francova K., Sura M., Macek T., Szekeres M., Bancos S., Demnerova K., Sylvestre M., Mackova M.: *Fresenius Environ. Bull.* 12, 309 (2003).
 62. Francova K., Macek T., Demnerová K., Macková M.:

- Chem. Listy 95, 630 (2001).
63. Kotrba P., Najmanov J., Macek T., Ruml T., Mackova M.: *Biotechnol. Adv.* 27, 799 (2009).
 64. Sura M., Mackova M., Szekeres M., Sylvestre M., Chrastilová Z., Macek T.: *Chem. Listy* 54, 153 (2004).
 65. Novakova, Mackova M., Chrastilova Z., Viktorova J., Szekeres M., Demnerova K., Macek T.: *Biotechnol. Bioeng.* 102, 29 (2009).

V. Jirků^a, P. Lovecká^b, A. Čejková^a, M. Macková^b, K. Demnerová^b, and J. Masák^a (^a*Department of Biotechnology,* ^b*Department of Biochemistry and Microbiology, Institute of Chemical Technology, Prague*): **Remediative Function of Microorganisms and Plants**

This review provides information on the bioremediation function of microorganisms and natural additives like humic substances biosurfactants. In this respect, phytoremediation combines a remediative function of plants with a possible complementary function of root-colonizing microflora.