

REMEDIACIJA ONESNAŽENIH TAL S TEŽKIMI KOVINAMI

NADJA ROMIH, BOŠTJAN GRABNER, CVETKA RIBARIČ LASNIK

Inštitut za okolje in prostor, Ipavčeva 18, 3000 Celje, nadja.romih@iop.si,
bostjan.grabner@iop.si, cvetka.ribaric@iop.si

1 UVOD

Onesnaževanje okolja je neposredno ali posredno vnašanje snovi ali energije v zrak, vodo ali tla ali povzročanje odpadkov in je posledica človekove dejavnosti, ki lahko škoduje okolju ali človekovemu zdravju ali posega v lastninsko pravico tako, da poškoduje ali uniči predmet lastninske pravice ali posega v njeno uživanje ali v pravico do rabe okolja (Ur. l. RS, št. 41/04).

V Sloveniji je v 90-ih letih prišlo do velikega gospodarskega prestrukturiranja, ki je povzročilo ukinitve mnogih tovarn ali obratov, puščajoč za seboj neurejeno stanje zemljišč in objektov. Glede na slovensko zakonodajo so v Sloveniji s toksičnimi kovinami onesnažena tla na območju Jesenic, kjer so povečane vsebnosti kadmija, cinka, železa in arzena (Lapajne s sod., 1999), onesnažena območja ob vpadnicah, kjer so zaradi izpušnih plinov povečane vsebnosti svinca in kadmija (Vidic, Ivacič in Zupan, 1997), Mežiška dolina, kjer so tla onesnažena s cinkom, kadmijem in svincem (Ribarič s sod., 2002), in Celjska kotlina, kjer je preko 6000 ha površin onesnaženih s cinkom, kadmijem in svincem. Glede na raziskavo iz leta 1989 je od 2866 ha kmetijskih površin na območju Celja 486 ha tako onesnaženih s težkimi kovinami, da bi na njih morali ustaviti kmetijsko dejavnost (Lobnik s sod., 1989).

Vnos kovin v okolje je trajen in nepovraten poseg v okolje. Narava sama pozna načine razgraditve mnogih, tudi toksičnih snovi. Vendar težke kovine, kot prvine, se v tleh ne razgrajujejo, ampak ostajajo. Samo sprejem kovin v nadzemne dele rastlin, spiranje in erozija tal prispevajo k zmanjševanju vsebnosti težkih kovin v tleh. Po nekaterih ocenah je čas, v katerem se koncentracija kovine v tleh zmanjša za polovico za Zn v tleh 70 do 510 let, za Cd v tleh 13 do 1.100 let, za Cu v tleh 310 do 1.500 let in za Pb v tleh 740 do 5.900 let (Kabata Pendias in Pendias, 2001).

Preglednica 1: Antropogeni izvor težkih kovin v okolju (Ross, 1996)

1. Rudarjenje in taljenje rude

Odlagališča odpadkov in jalovine - preperevanje, erozija vetra (As, Cd, Hg, Pb),

Rečni sedimenti - naplavine, prenasanje po vodotokih (As, Cd, Hg, Pb),

Transport separirane rude (As, Cd, Hg, Pb),

Topilnice - zapraševanje, aerosoli iz dimnikov (As, Cd, Hg, Pb, Cb, Se),

Železarska in jeklarska industrija (Cu, Ni, Pb),

Kovinsko predelovalna industrija (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd).

2. Industrija

Plastike (Co, Cr, Cd, Hg),

Tekstilna (Zn, Al, Z, Ti, Sn),

Elektronska (Cu, Ni, Cd, Zn, Sb),

Zaščita lesa (Cu, Cr, As),

Rafinerije (Pb, Ni, Cr),

Galvanizacije in podobno (Fe, Pb, Zn, Cr).

3. Zračni depoziti

Urbana industrijska središča, sežigalnice, odlagališča (Cd, Cu, Pb, Sn, Hg, V),

Pirometalurška industrija (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, TI, Zn),

Izpušni plini avtomobilov (Mo, Pb (z Br, Cl), V),

Izgorevanje fosilnih goriv (vključno TE) (As, Pb, Sb, Se, U, V, Zn, Cd).

4. Kmetijstvo

Gnojila (As, Cd, Mn, U, V in Zn v nekaterih fosfatnih gnojilih),

Gnoj (As, Cu v nekaterih piscancjih in prasicjih iztrebkih, Mn in Zn na kmetijah),

Apno (As, Pb),

Pesticidi (Cu, Mn, Zn in fungicidi, As in Pb porabljeni v sadjarstvu),

Namakalne vode (Cd, Pb, Se).

5. Odpadki

Blata čistilnih naprav (Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn),

Izlužki iz deponij (As, Cd, Fe, Pb),

Kovinski odpadki (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn),

Požari in pepel ... (Cu, Pb).

Preglednica 2: Pregled nekaterih značilnosti Pb, Cd, Hg in As (prirejeno in dopolnjeno po Kugonič N., 2009).

	Pb	Cd	Hg	As
Esencialnost (sesalci)	neesencialen	neesencialen	neesencialen	neesencialen
Antropogeni viri	emisije: do 600.000 t/leto promet, rudarstvo, topilnice fosilna goriva naftna, kovinska industrija pesticidi, naboji za strelno orožje, ribiške svinčeve uteži	emisije: 7000-30.000 t/leto topilnice, barvna metalurgija, industrija (baterije, plastika), fosilna goriva, promet, pesticidi, gnojila, sežigalnice odpadkov, cigareti	emisije: cca. 20.000 t/leto rudarstvo, fosilna goriva topilnice, gnojila, pesticidi, industrija (papirna, kozmetična, cementna), odlaganje odpadkov, zobozdravstvo	emisije: cca. 24.000 t/leto barvna metalurgija rudarstvo, topilnice pesticidi, veterinarski pripravki, industrija (kemična), fosilna goriva, kemično orožje
Najpogostejše oblike v tleh	kisla: Pb^{2+} , Pb-org, $PbSO_4$ bazična: $PbCO_3$, $PbHCO_3^+$, Pb-org, $Pb(CO_3)_2$, $PbOH^+$	kisla: Cd^{2+} , $CdSO_4$, $CdCl^+$ bazična: Cd^{2+} , $CdCl^+$, $CdSO_4$, $CdHCO_3^{3+}$	HgS, Hg^0 , Hg^{2+} , HgOH, $Hg(OH)_2$, $HgCl^+$, $HgCl_2$, $HgCl^{3+}$, $HgCl_4^{2-}$, Hg-org	različne As^{3+} in As^{5+} soli
Zmanjševanje vsebnosti težkih kovin za polovico v tleh	740 – 5.900 let	13 – 1.100 let		
Biodostopnost	večajo jo anaerobni pogoji in nizek pH, nizke vsebnosti org. snovi in fosfati	velika, če je $pH < 6$; majhna, če je $pH > 7$ zmanjša jo organska snov in glina največja na sed. kamninah	proces metilacije v tleh (bakt. metilac.) zelo poveča dostopnost Hg najbolj hlapna kovina	najvišja pri nevtralnem pH in slabo alkalnem pH, nizki vsebnosti fosfatov zmanjša jo organska snov mobilne zlasti As^{3+} oblike
Vnos v rastline	pasiven, transport iz korenin v ostale dele rastlin zelo majhen zračna depozicija in vnos preko listov višajo vsebnost omejujejo mikorizne povezave	pasiven ali aktiven zelo mobilni v rastlini zračna depozicija in daljninski transport pomembna privzem iz tal omejujejo mikorizne povezave	pasiven, lahko dostopen je metil-Hg kation privzem iz zraka prevladuje anorganski Hg privzem iz tal omejujejo mikorizne povezave	pasiven, v obliki AI in Fe oksidov večina As v rastlinah je v koreninah in starih listih
Vnos v ljudi	hrana, vdihavanje, pitje absorbira se 10-50% inhaliranega Pb in 2-20% zaužitega Pb, otroci absorbirajo več kot odrasli znaten prenos prek placente večina se ga izloči z urinom, iztrebljanjem kopičenje v kosteh	hrana (absorbira se <5% zaužitega), pitje z inhalacijo do 50-krat manj vnosa, absorpcija do 60% v telesu večina vezana na metalotionein, ekskrecija majhna, večina z urinom, manj z blatom, prenos na plod prek placente majhen	hrana, dihanje, pitje omejena absorpcija anorganskega Hg (<10%) zelo pomemben privzem metil-Hg (do 100%) dihanje predstavlja le 0,2% vnosa s hrano 80% ekskrecije prek žolča in iztrebkov	absorpcija 40 – 100 % hrana, pitje, z dihanjem se ne vnaša, prenos prek placente je majhen v telesu v organski obliki (arzenobetain) 75% se ga izloči z urinom
Strupenost za ljudi (najpomembnejše motnje)	poškodbe ledvic vpliv na centralni živčni sistem poškodbe srca in ožilja poškodbe prebav. trakta inhibicija encimov anemija kancerogenost zmanjšana spermatogeneza	poškodbe ledvic zmanjšana rast anemija slaba mineralizacija kosti malformacija ploda kancerogenost	metil-Hg 200-krat bolj strupen od anorg. oblike poškodbe ledvic vpliv na možgansko tkivo genotoksičnost manjša sinteza hormonov vpliv na delovanje srca motnje v inteligenci, umska zaostalost	potencialno kancerogen, teratogen, mutagen, bruhanje, diareja obolenja kože motnje centralnega živčnega sistema zmanjšana rast poškodbe jeter paraliziranost
Akumulacijski organ	kosti (90%) > ledvice > jetra	ledvice > jetra (razm. cca 10:1)	anorgansko Hg: ledvice metil.Hg: možgani	možgani, mišičnina, ledvice, jetra, vranica
Mejne imisijske vrednosti v tleh (Ur. I. RS 68/96)	85 mg/kg suhe mase	1 mg/kg suhe mase	0,8 mg/kg suhe mase	20 mg/kg suhe mase
MDK V vrtninah Ur. I. RS 69/03* Ur. I. SFRJ 59/83**	listnata zelenjava: 0,3 korenasta zelenjava in plodovke: 0, 1 (mg/kg sveže t.)*	listnata zelenjava: 0,2 korenasta zelenjava: 0,1 plodovke: 0,05 (mg/kg sveže t.)*	vsa zelenjava: 0,1 (mg/kg suhe mase)**	vsa zelenjava: 1 (mg/kg suhe mase)**
MDK V krmi (Ur. I. RS 101/06)	30 mg/kg suhe mase	1 mg/kg suhe mase	0,1 mg/kg suhe mase	2 mg/kg suhe mase
PTDI - Provisional Tolerable Daily Intake ali Meja tolerance dnevne vnosa za ljudi (WHO, 1993)* (Nassredine in Parent-Mossat, 2002)**	0,25 mg na odraslega človeka (70 kg tel. teže)*	0,07 mg na odraslega človeka (70 kg tel. teže)*	0,05 mg na odraslega človeka (70 kg tel. teže)**	0,58 mg na odraslega človeka (70 kg tel. teže)**
Problematičnost po ATSDR, 2005	2.	8.	3.	1.

Prehajanje toksičnih kovin v človeka je lahko preko različnih poti; preko hrane pridelane na kontaminiranih tleh, direktno z vdihovanjem finih talnih delcev v zraku in z zaužitjem preko umazanih rok. V preglednici 4-1 so navedene možne poti vnosa nevarnih snovi iz onesnaženih tal v človeka za posamezne rabe tal (Lobnik s sod., 2010).

Preglednica 3: Možne poti prehajanja kovin iz tal v človeka pri različnih rabah tal (Lobnik s sod., 2010).

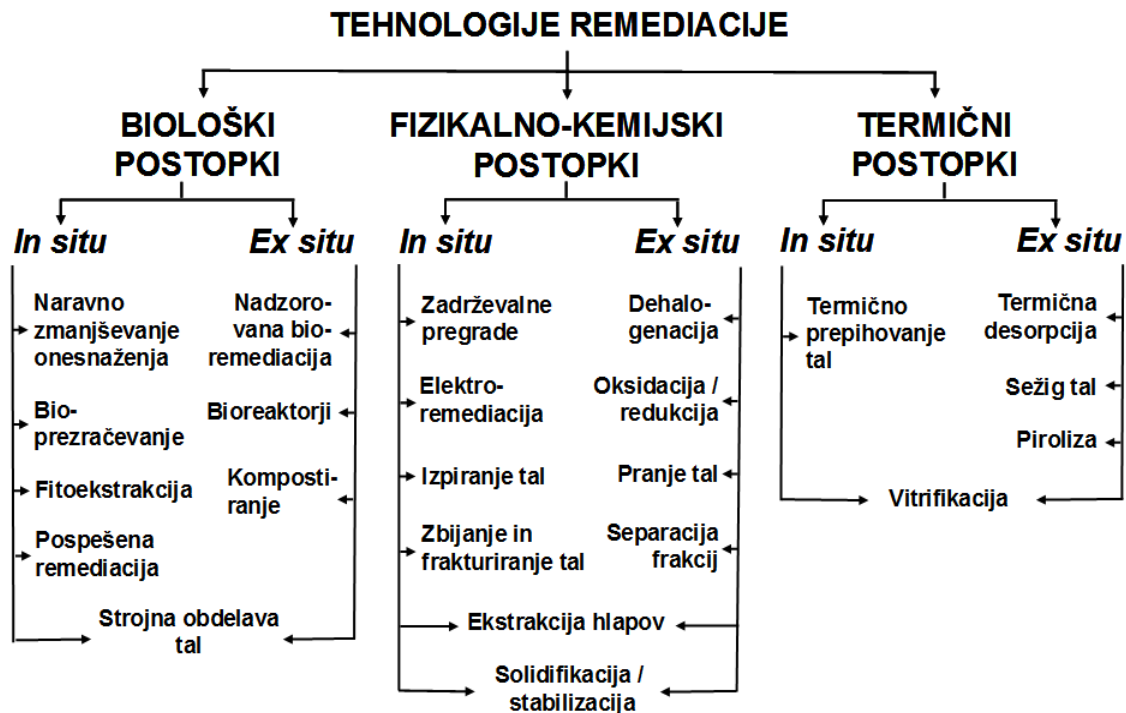
RABA TAL	Možne poti prehajanja kovin v človeka
Urbana	
parki	- prašenje tal v suhem vremenu, vdihovanje prašnih talnih delcev.
otročka igrišča	- prašenje tal v suhem vremenu, vdihovanje prašnih talnih delcev; - zaužitje talnih delcev preko umazanih rok.
vrtovi ob hišah	- prašenje tal v suhem vremenu, vdihovanje prašnih talnih delcev; - zaužitje talnih delcev preko umazanih rok; - vnos kovin preko pridelanih vrtnin.
Kmetijska	- prašenje tal v suhem vremenu, vdihovanje prašnih talnih delcev; - vnos kovin preko pridelanih rastlin (hrana, krma).
Industrijska	
močno kontaminirana območja (stara Cnkarna)	- prašenje tal v suhem vremenu, vdihovanje prašnih talnih delcev; - spiranje skozi tla v nižje horizonte in podtalnico - površinska erozija onesnaženih tal v vodotoke
deponije	- prašenje tal v suhem vremenu, vdihovanje prašnih talnih delcev; - spiranje skozi tla v nižje horizonte in podtalnici; - površinska erozija onesnaženih tal v vodotoke; - Izluževanje strupenih snovi in odtekanje odcednih vod v sosednje ekosisteme (potoke, ...)

Kovine lahko škodljivo vplivajo na rastline, živali in na človekovo zdravje ter jih v nasprotju z organskimi snovmi ne moremo razkrojiti (Ghosh in Singh, 2005; Lasat, 2000; Raskin, Smith in Salt, 1997).

Ob povečanih koncentracijah težkih kovin v tleh se zmanjša njihova biološka pestrost (Dahlin s sod., 1997). Težke kovine v rastlinah v velikih koncentracijah inhibirajo večino fizioloških procesov (Fodor, 2002). Ugotovljeno je bilo, da težke kovine inducirajo tudi oksidativni stres, to je povečanje koncentracije reaktivnih kisikovih spojin (RKS) (kisikovi ioni, prosti radikali in peroksidi) in posledično povečajo vsebnosti antioksidantov (vitamin C, vitamin E, glutation,...).

2 MOŽNOSTI REMEDIACIJE ZEMLJIŠČ ONESNAŽENIH S TEŽKIMI KOVINAMI Z RASTLINAMI ZA ENERGETSKE NAMENE

Remediacijo onesnaženih tal lahko izvajamo na biološki, fizikalno-kemijski ali termični način (Leštan s sod., 1997). Poteka lahko *in-situ*, na mestu onesnaženja, ali *ex-situ*, onesnažena tla izkopljemo in začnemo s postopki čiščenja.



Slika 1: Tehnologije remediacije onesnaženih tal (Leštan, 2010).

Uporaba tehnologije remediacije je odvisna od onesnaženosti območja, ki ga želimo remediirati. Tehnologije predstavljajo tehnični in finančno največji vložek, ki pa niso nujno vedno ekonomsko sprejemljive. **Eden od ukrepov remediacije onesnaženega ozemlja s težkimi kovinami je pozelenitev z energetskimi rastlinami *in situ*, s katerim ne da samo lepšamo izgled okolice, pač pa tudi omejimo zapraševanje težkih kovin v okolico.**

In situ fitekstrakcija je biološka metoda, ki je primerna na malo ali srednje onesnaženih tleh in je ekonomsko najbolj sprejemljiva metoda. Pri tem procesu izbrane rastline akumulirajo in koncentrirajo toksične kovine v koreninski sistem ter v nadzemni del (Ribarič in Grabner, 2008). Vsebnost kovin v rastlinah je posledica sprejema kovin iz tal in iz zraka (aerosoli, prašni delci,...) (Markert, 1993). Razporeditev elementov v rastlini je odvisna od njihove mobilnosti. Mobilni elementi so N, K, Mg, P, Cl, Na, Zn, Mo in Cd, nemobilni pa Ca, S, Fe, B, Cu in Pb (Taiz in Zieger, 2002). Vsebnosti nemobilnih elementov v starejših listih naraščajo, lahko pa se zadržujejo v visokih koncentracijah v koreninah kot npr. Pb (Ernst s sod., 1992), medtem ko lahko rastlina mobilne elemente premešča glede na potrebe.

Rastline lahko preprečujejo prehajanje kovin v rastlino ali pa jih akumulirajo v tkivih in z uporabo notranjih mehanizmov zmanjšajo škodljive vplive (Baker, 1981). Izključitev poteka na dveh ravneh: izključitev iz korenine ali izključitev iz nadzemnih delov. Najboljša strategija je seveda preprečiti vnos težke kovine v rastlino z izločanjem eksudatov, ki vežejo težke kovine in jih imobilizirajo. Akumulatorske rastline so odporne na kovine in imajo razvejan koreninski sistem (Brooks, 1998).

Rastline se razlikujejo glede na to, kako tolerantne so na velike koncentracije težkih kovin. Rastline, ki lahko prenesejo velike koncentracije težkih kovin v njihovih nadzemnih delih, imenujemo hiperakumulatorji. Do sedaj so odkrili in preučili že več kot 400 vrst iz rodov *Brassica*, *Alyssum*, *Arabidopsis* in *Petrisis* (Roosens s sod., 2003). Večina hiperakumulatorjev je selektivnih za en element in niso uspešni na rastiščih z vsebnostjo več težkih kovin (Kamnev in Van der Lelie, 2000). Problem, ki se pojavlja je, da so hiperakumulatorji rastline, ki rastejo počasi in imajo majhen letni prirastek. Zato v svetu intenzivno poteka iskanje ustreznih hitreje rastočih rastlin-kandidatk za uporabo pri fitoremediaciji (Marchiol s sod., 2004). Ena od možnih kandidatk je tudi oljna ogrščica.

Oljna ogrščica predstavlja z vsemi drugimi uporabnimi lastnostmi primerno rastlinsko vrsto za *in situ* fitoremediacijo težkih kovin predvsem na srednje ali malo onesnaženih območjih, kjer rast rastlin zaradi težkih kovin ni oslABLJENA (Grispen s sod., 2005; Marchiol s sod., 2004). Remediacija onesnažene zemlje je nujno potrebna za sonaravni in trajnostni razvoj kmetijskih površin. Tako ima oljna ogrščica (*Brassica napus* L. var. *napus*) po navedbah Kosa in Leštana fitoekstrakcijski potencial za Pb 0,15 kg/ha, za Zn 0,54 kg/ha in za Cd 0,012 kg/ha ob dodajanju EDDS, ki naj bi pospešila izločanje kompleksov težkih kovin skozi talni profil (Kos s sod., 2003). Teoretično je predvideno, da bi s koncentracijo 1 odstotka Pb v suhi rastlinski masi, priporočeno zmanjšanje koncentracije Pb v zemlji z začetne 1.100 do končne koncentracije 300 mg/kg Pb (omejitev po 86/278 EC) dosegli približno čez 10-15 let (Kos s sod., 2003). Za fitoremediacijo onesnaženih tal se uporabljajo hitro rastoče rastline (Wittig, 1993), ki so toksitolerantne in jih uporabljajo na onesnaženih območjih v središčih mest, industrijskih področjih (Kovacs s sod., 1993) in ob cestah (Öztürk in Türkan, 1993).

Snovna in energijska izraba oljne ogrščice (med, jedilno olje, tehnično olje, biodizel, podorina kot zeleno gnojilo in biomasa) je odvisna od vsebnosti kovin v njenih delih.

Slovenska zakonodaja, Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih imisijskih vrednosti nevarnih snovi v tleh (Ur. L. RS 68/96), pojmuje da uporaba tal, ki vsebujejo:

- mejne imisijske vrednosti – učinki ali vplivi na zdravje človeka in okolje so še sprejemljivi;
- opozorilne imisijske – vrednosti je verjetnost škodljivih učinkov ali vplivov na zdravje človeka in okolje;
- kritične imisijske vrednosti – zaradi škodljivih učinkov ali vplivov na človeka in okolje onesnažena tla niso primerna za pridelavo rastlin, namenjenih prehrani ljudi ali živali.

Po zadnjih podatkih Eurostat-a je Slovenija na repu EU članic kmetijskih zemljišč na prebivalca in ta trend se bo v prihodnje nadaljeval s spremembami namembnosti kmetijskih zemljišč.

3 VIRI

- Baker, A. J. M. (1981) 'Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals', *Journal of Plant Nutrition*, Vol. 3, No. 1, pp. 643 – 654.
- Brooks, R. R. (1998) *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals. Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration and Phytomining*. New York: CAB International.
- Dahlin S., Witter E., Martensson A., Turner A., Baath A. 1997. Where is the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination. *Soil. Biol. Biochem.*, 29: 1405-1415.
- Fodor F. 2002. Physiological responses of vascular plants to heavy metals. V: *Physiology and Biochemistry of metal toxicity and tolerance in plants*. Prasad M.N.V., Strzalka K. (eds.) Dodrecht, Kluwer Academic Publishers: 149-177.
- Ghosh, M. and Singh, S.P. (2005) 'A review on phytoremediation of heavy metals and utalization of its by products'. *Applied Ecology and Environmental Research*, Vol. 3, No. 1, pp. 1-18.
- Grispen, V.M.J., Nelissen, H.J.M., and Verkleij, J.A.C. (2006) 'Phytoextraction with *Brassica napus* L: A tool for suistanable management of heavy metal contaminated soils', *Environmental Pollution*, Vol. 144, No. 1, pp. 77-83.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd edition. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida: 413 str.
- Kamnev A., Van der Lelie D., 2000. Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation. *Biosci. Rep.* 29, 239–258.
- Kos B., Grčman H. in Leštan, D. (2003) 'Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants', *Plant soil environment*, Vol. 49, No. 12, pp. 548-553.
- Kovacs, M., Turscanyi, G., Penksza, K., Kaszab, L., and Szöke, P. (1993) 'Heavy Metal Accumulation by Ruderal and Cultivated Plants in a Heavily Polluted District of Budapest', In: Markert, B. (ed.), *Plants as Biomonitors*, (pp. 495-505), Weinheim, New York, Basel, Cambridge: VCH.
- Kugonič N., 2009. 'Privzem kovin pri izbranih rastlinskih vrstah na območjih obremenjenih z energetsko in topilniško dejavnostjo', dr. disertacija. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.
- Lapajne, S., Babič, M., Vončina, E., Štajnbaher, D., Cencič-Kodba, Z. in Rep, P. (1999) 'Meritve onesnaženosti tal in rastlin na območju KS Slovenski Javornik in Koroška Bela'. *Končno poročilo*.
- Lasat, M. M. (2000) 'Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues', *Journal of Hazardous Substance Research*, Vol. 2. Dostopno na svetovnem spletu: <http://www.engg.k-state.edu/HSRC/JHSR/vol2no5.pdf> [30/7/2009].
- Leštan, D., Zupan, M., Hudnik, V. in Lobnik, F. (1997) 'Kemikalije v tleh', In: Lah, A. (ed.), *Kemizacija okolja in življenja do katere meje*, (pp. 187-204).
- Leštan D. (2010) 'Remediacija zemljine na območju stare Cinkarne v Celju'. V: Ribarič Lasnik C., Lakota M. (ed.), *Onesnaženost okolja in naravni viri, kot omejitveni dejavnik razvoja v Sloveniji – modelni pristop za degradirana območja*. Zbornik v obdelavi.
- Lobnik, F., Medved, M., Lapajne, S., Brumen, S., Žerjal, E., Vončina, E., Štajnbaher, D. in Labovič, A. (1989) 'Tematska karta onesnaženosti zemljišč celjske občine'. Študija, Kemijski Institut Boris Kidrič.
- Lobnik F., Zupan M. in Grčman H. (2010) 'Onesnaženost tal in rastlin v Celjski kotlini'. V: Ribarič Lasnik C., Lakota M. (ed.), *Onesnaženost okolja in naravni viri, kot omejitveni dejavnik razvoja v Sloveniji – modelni pristop za degradirana območja*. Zbornik v obdelavi.
- Marchiol, L., Assolari, S. and Zerbi, G. (2004) 'Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil', *Environmental pollution*, Vol. 132, No. 1, pp. 21-37.
- Markert, B., eds., (1993) *Plants as Biomonitors*, Weinheim, New York, Basel, Cambridge: VCH.

- Öztürk, M. A. and Türkan, I. (1993) 'Heavy Metal Accumulation by Plants Growing alongside the Motor Roads: A Case Study from Turkey', In: Markert, B., eds., *Plants as Biomonitors*, Weinheim, New York, Basel, Cambridge: VCH.
- Raskin, I., Smith, R. D. in Salt, D. E. (1997) 'Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment' *Plant biotechnology*, Vol. 8, No. 2, pp. 221-226.
- Ribarič Lasnik, C. in Grabner, B. (2008) 'Bioaccumulation of Pb, Cd and Zn polluted soil using *Brassica napus* L. var. *napus*'. Paper presented at the 43rd Croatian and 3rd International Symposium on Agriculture: Book of abstracts. Februar 18-21, 2008. Opatija, Croatia.
- Ribarič Lasnik, C., Eržen, I., Pokorny, B., Zaluberšek, M., Kugonič, N., Mavsar, R., Šešerko, M. in Al Sayegh Petkovšek, S. (2002) 'Primerjalna študija onesnaženosti okolja v zgornji Mežiški dolini med stanji v letih 1989 in 2001'. *Končno poročilo*.
- Roosens N., Verbruggen N., Meerts P., Ximenez-Embun P., Smith J., 2003. Natural variation in cadmium tolerance and its relationship to metal hyperaccumulation for seven populations of *Thlaspi caerulescens* from western Europe. *Plant Cell Environ.* 10, 1657–1672.
- Ross S., 1996. *Toxic Metals in Soil –Plant Systems*, John Wiley & Sons, Chichester, New York, John Wiley and Sons, 469 str.
- Streit, Stumm W. 1993. chemical properties of metal and the process of bioaccumulation in terrestrial plants. V: *Plants as biomonitors: indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Markert B. (ed.) Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft: 31-62.
- Taiz, L. in Zeiger, E. (2002) 'Mineral nutrition', In: Taiz, L. and Zeiger, E. (ed.), *Plant physiology*, 3.edition (pp. 68 – 84), Massachusetts: Sinauer Associates.
- Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih imisijskih vrednosti nevarnih snovi v tleh. Ur. L. RS št 68/1996 in 41/2004.
- Vidic N. J., Ivacič M., Zupan M. 1997. A case study of heavy metal pollution along roadways in Slovenia. V: *Fourth International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, 23-26 junij 1997. Berkeley, California. Iskandar I.K., Hardy S.E., Chang A.C., Pieryski G.M (eds.). Extended abstracts: 45-46.
- Wittig R. 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. V: *Plants as biomonitors: indicators for heavy metals in the terrestrial environment*. Markert B. (ed.) Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft: 1-27.
- Zakon o varstvu okolja (uradno prečiščeno besedilo) (ZVO-1-UPB1). Uradni list RS št. 41/04.