

Pregled vsebnosti Cd, Hg, Pb in As v trosnjakih evropskih vrst gliv iz gozdne krajine

Samar AL SAYEGH PETKOVŠEK¹, Boštjan POKORNY²

Izvleček

Kadmij (Cd), živo srebro (Hg), svinec (Pb) in arzen (As) so kovine, ki se naravno ali kot posledica človekove dejavnosti pojavljajo v okolju, tudi v gozdni krajini, kjer so rastišča številnih evropskih vrst gliv. Namen članka je bil pripraviti pregled vrst in količin izbranih kovin v trosnjakih gliv ter primerjati lastne raziskave, opravljene v različno onesnaženih območjih v Sloveniji (Zgornja Mežiška, Šaleška in Poljanska dolina), s podatki evropskih raziskav. Vsebnosti kovin v trosnjakih gliv iz neonesnaženih območij praviloma najdemo v naslednjih intervalih: < 0,5 mg/kg do 5 mg/kg suhe teže (Cd), < 0,5 mg/kg do 10 mg/kg suhe teže (Hg), < 0,5 mg/kg do 5 mg/kg suhe teže (Pb) in < 0,5 mg/kg do 1 (2) mg/kg suhe teže (As). Na podlagi pregleda vsebnosti izbranih kovin v trosnjakih gliv ugotavljamo, da sta problematični kovini predvsem Cd in Hg. Omenjeni kovini lahko dosežeta velike vsebnosti celo v glivah, ki rastejo v neonesnaženih območjih. Za vse analizirane kovine je značilno, da v trosnjakih gliv iz močno onesnaženih območjih dosegajo velike, celo ekstremne vsebnosti, ki nekajkrat prekoračujejo vsebnosti iz neonesnaženih območij. Upošteva primerjavo z evropskimi raziskavami ugotavljamo, da je Zgornja Mežiška dolina obremenjena s Pb in Cd, Šaleška dolina pa s Cd in As.

Ključne besede: Cd, Hg, Pb, As, makromicete, trosnjaki gliv, pregled

Cd, Hg, Pb, and As in European species of wild growing forest landscape fungi: a review

Abstract

Metals, which originate from anthropogenic and natural activities, frequently occur in forest landscape with habitats of many European species of wild growing fungi. The presented review focuses on cadmium (Cd), mercury (Hg), lead (Pb), and arsenic (As) levels in fruiting bodies of wild growing European species of fungi of forest landscape. Furthermore, a comparison with studies of this kind performed in Slovenia was made with the aim to assess the metals levels in fungi from differently polluted areas in Slovenia (the Upper Meža Valley, the Šalek Valley, the Poljana Valley). The usual reported levels for most species grown in unpolluted areas are in the following ranges: Cd: < 0,5 mg/kg – 5 mg/kg dry weight (dw), Hg: < 0,5 mg/kg – 10 mg/kg dw, Pb: < 0,5 mg/kg – 5 mg/kg dw, As: < 0,5 mg/kg – 1 (2) mg/kg dw (As), respectively. The presented data reveal that cadmium (Cd) and mercury (Hg) have probably been the most detrimental trace elements in fruiting bodies, which can reach increased levels even in unpolluted areas. It is evident for all analyzed trace elements that values can considerably increase in fungi picked in severely polluted areas. According to data regarding Slovene studies and comparison with other European studies, it is obvious that the Šalek Valley is enriched with Cd and As, while the Upper Meža Valley is considerably polluted with Pb and Cd.

Key words: Cd, Hg, Pb, As, macrofungi, fruiting bodies, review

1 Uvod

1 Introduction

Glive so izredno raznolika skupina organizmov, ki aktivno sodeluje pri kroženju energije in hranil ter vpliva na vrstno sestavo rastlinskih združb prek mikoriznih povezav (DIGHTON 2003). Z ekosistemskega vidika je še zlasti pomembna časovna in prostorska komponenta mikoriznih simbioz, ki se vzpostavlja prek micelijskih povezovalnih mrež. Slednje vplivajo na raznovrstnost, produktivnost

in stabilnost rastlinskih združb oz. gozdnega ekosistema (READ 1998, MOLINA *et al.* 2001; KRAIGHER 2001, KRAIGHER *et al.* 2000, 2003; GREBENC 2005; GREBENC / ŠTUPAR / KRAIGHER 2007; KRAIGHER / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2011). Glive sodelujejo tudi v prehranjevalnih spletih. 80 % talnih členonožcev (*Arthropoda*) je fungivorov, ki se prehranjujejo s hifami micelija (MOLINA *et al.* 2001). Tudi epigeji (nadzemni) in hipogeji (talni) trosnjaki so pomemben prehranjevalen vir za številne živali, še posebej za gozdne sesalce (BERTOLINO *et al.* 2004). V Šaleški dolini smo ugotovili, da so trosnjaki

¹ doc. dr. S. A. P., ERICo Velenje, Inštitut za ekološke raziskave d.o.o., Koroška 58, 3320 Velenje, samar.petkovsek@erico.si

² doc. dr. B. P., ERICo Velenje, Inštitut za ekološke raziskave d.o.o., Koroška 58, 3320 Velenje, bostjan.pokorny@erico.si

makromicet (glive z vidnimi trosnjaki) sezonsko pomemben vir hrane prostoživečim prežvekovalcem (POKORNY *et al.* 2004; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008). S trosnjaki gliv se občasno prehranjujejo tudi ljudje, kar je v zadnjem desetletju sprožilo številne ekotoksikološke raziskave, povezane z oceno tveganja zaradi prehranjevanja s trosnjaki gliv, ki vsebujejo povečane vsebnosti kovin (COCCHI *et al.* 2006; FALANDYSZ / CHOJNACKA 2007; MELGER / ALONSO / GARCIA 2009; KALAČ 2010).

Glive (miceliji v substratih/tleh in trosnjaki, ki jih tvorijo) so zaradi svojih lastnosti (zelo velika površina micelija je v stiku z veliko površino zgornjih talnih horizontov; izmenjava snovi v sistemu substrat/tla – micelij je zelo intenzivna zaradi neposrednega stika z odmrlo organsko snovjo) boljši sprejemniki kovin (še zlasti Pb, Cd, Hg) iz tal kot drugi organizmi. Hkrati glive tolerirajo večje vsebnosti kovin zaradi ekstracelularnih, celularnih (npr. vezava kovin na celične stene) in molekularnih obrambnih mehanizmov (npr. prisotnost antioksidantov in glutationa), ki jih uporabljajo (KALAČ 2010). Posledica izredno kratkega obdobja rasti trosnjaka na površini tal je minimalen privzem kovin iz zraka, zato so tla (v katerih živi micelij več mesecev ali celo let) najpomembnejši medij vnosa onesnažil v tkiva gliv. Trosnjaki gliv so torej potencialni bioindikatorji onesnaženosti tal s kovinami (WONDRATSCHEK / RÖDER 1993; KALAČ / SVOBODA 2000; AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; RUDAWSKA / LESKI 2005a; AL SAYEGH PETKOVŠEK / POKORNY 2006; FRÄNZLE 2006; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008; KALAČ 2009, 2010), ki so uvrščene v sam vrh najbolj nevarnih snovi (ATSDR 2005; preglednica 1). Mnoge vrste gliv učinkovito sprejemajo in kopičijo kovine v svojih trosnjakih, še zlasti v močno onesnaženih območjih (KALAČ / SVOBODA 2000, KOMAREK / CHRASTNY / ŠTICHOVA 2007; KALAČ 2010). Biokoncentracijski koeficienti (BCF), ki odsevajo prevzem kovin iz tal v trosnjake gliv, dosegajo velike vrednosti zlasti za Cd (maksimalen izračunan BCF je 555) in Hg (maksimalen izračunan BCF je 510) ter se spreminjajo glede na vrsto glive in rastišče (RUDAWSKA / LESKI 2005a; SVOBODA / HAVLIČKOVA / KALAČ 2006) (preglednica 1).

O vlogi gliv kot akumulacijskih bioindikatorjev sicer obstajajo deljena mnenja, vendar so rezultati večine raziskav pokazali, da so trosnjaki gliv uporabni kazalniki za ločevanje med onesnaženimi in neonesnaženimi območji (zbrano v KALAČ / SVOBODA 2000; RUDAWSKA / LESKI 2005a, KALAČ 2010), za nekatere vrste gliv pa so dokazali tudi soodvisnost med vsebnostjo kovin v tleh in njihovih trosnjakih. Vsebnosti večine kovin v kostanjastih gobanih (*Boletus badius* ex. *Xerocomus badius* oziroma kostanjasta polstenka) iz severne in severovzhodne Poljske so bile značilno soodvisne z vsebnostjo kovin v tleh, kar dokazuje, da je kostanjasti goban uporaben bioindikator onesnaženosti okolja s kovinami (še posebej s Pb) (MALINOWSKA / SZEFER / FALANDYSZ

2004). Konec devetdesetih prejšnjega stoletja so tudi za betičasto prašnico (*Lycoperdon perlatum*) in veliko tintnico (*Coprinus comatus*) ugotovili, da vsebnosti Pb v omenjenih vrstah upadajo z zmanjševanjem intenzitete prometa (GARCIA *et al.* 1998).

Namen pričujočega pregleda raziskav je zbrati in ovrednotiti podatke o vsebnosti Cd, Hg, Pb ter As v trosnjakih gliv iz različno onesnaženih območij v Sloveniji in primerjati te podatke z evropskimi raziskavami. V Sloveniji so bile tovrstne raziskave opravljene v okolici topilnice svinca (Zgornja Mežiška dolina), v okolici največjega termoenergetskega objekta v Sloveniji (Šaleška dolina) in v bližini rudnika živega srebra (Poljanska dolina) (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2005; AL SAYEGH PETKOVŠEK / POKORNY 2006, 2008; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008). V Zgornji Mežiški dolini so v začetku 19. stoletja zgradili rudnik svinca in cinka, največjo proizvodnjo so dosegli sredi sedemdesetih let prejšnjega stoletja, ki je znašala 28.000 t Pb na leto. Konec osemdesetih let prejšnjega stoletja so začeli Rudnik svinca in topilnico Mežica zapirati, primarno proizvodnjo svinca je zamenjala predelava sekundarne svinčeve surovine. Kljub zaprtju rudnika in topilnice svinca je okolje Zgornje Mežiške doline še vedno onesnaženo s Pb in Cd (RIBARIČ LASNIK *et al.* 2002; KUGONIČ / POKORNY 2006; POKORNY *et al.* 2009). Termoelektrarna Šoštanj, ki je največji termoenergetski objekt v Sloveniji, je v preteklosti izpustila v zrak ogromne količine plinastih onesnažil in težkih kovin. Ocenjeno je bilo, da je bilo v obdobju 1980-2006 v zrak emitiranih 22,7 t Pb, 0,26 t Cd, 5,1 t As in 299 t Zn letno. Omenjene kovine so se kopičile v tleh in drugih okoljskih segmentih (KUGONIČ / STROPNIK 2001; POKORNY 2006, AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008; VRBIČ KUGONIČ 2008; POLIČNIK 2008; POLIČNIK / SIMONČIČ / BATIČ 2008; JELENKO / POKORNY 2010). Poljanska dolina je bila uvrščena v pregled vsebnosti kovin v trosnjakih gliv kot območje, ki je deloma obremenjeno s Hg zaradi bližine idrijskega rudnika živega srebra (AL SAYEGH PETKOVŠEK / POKORNY 2008).

2 Dejavniki, ki vplivajo na vsebnost elementov v trosnjakih gliv

2 Factors affecting trace elements levels in fruiting bodies

Primarno na sprejem kovin vpliva njihova vsebnost v tleh. Nasploh so v onesnaženih območjih vsebnosti kovin v trosnjakih gliv povečane, in sicer glede na stopnjo in tip onesnaženja ter razdaljo od vira onesnaženja. Povečane vsebnosti kovin so bile ugotovljene v neposredni bližini avtocest (SOVA *et al.* 1991; GARCIA *et al.* 1998; CUNY / van HALUWYN / PESCH 2001), v mestih (KUUSI *et*

Preglednica 1: Pregled nekaterih najpomembnejših značilnosti As, Pb, Hg in Cd in njihovih največjih vsebnosti (mg/kg suhe teže), izmerjenih v trosnjakih gliv iz Evrope.

Table 1: Review of some of the most important characteristics of As, Pb, Hg and Cd and the maximum levels of metals (mg/kg dry weight) measured in fungi collected in Europe.

	Arzen (As)	Svinec (Pb)	Živo srebro (Hg)	Kadmij (Cd)
lastnosti	-neesencialen za rastline -organska oblika: arzenobetain neorganske: As-III (arzenit); As-V (arzenat)	-neesencialen za rastline	-neesencialen za rastline -organska oblika metil-živo srebro (Me-Hg); anorganska oblika	-neessentialen za rastline
strupenost	-anorganski As je strupen (karcinogen, mutagen, teratogen) -kronična izpostavljenost → kožne poškodbe, vpliv na periferni živčni sistem, spremembe v ožilju in srcu. akutna izpostavljenost → poškodba prebavil, odpoved ožilja, šok, smrt -tedenski vnos za odraslega: 0,35 mg (WHO 1981; ADRIANO 2001)	-karcinogen, mutagen, teratogen -vpliv na krvožilje, živčni sistem in vedenje -še zlasti so ogroženi nosečnice in otroci -tedenski vnos za odraslega: 1,50 mg (WHO 1993)	-strupena oblika je <i>metiliran Hg</i> (mutagen) -vpliv zlasti na živčni sistem (še posebej nevarno pri embriju in majhnih otrocih), ledvice -zrna izpostavljenost → duševne motnje, poškodba ledvic -akutna izpostavljenost → poškodba pljuč, smrt -tedenski vnos za odraslega: 0,30 mg (WHO 1972)	-je karcinogen, teratogen -kronična izpostavljenost → pljučne bolezni, bolezni srca in ožilja, anemija, slabenje okostja, poškodbe ledvic -akutna izpostavljenost → težave z dihanjem, bljuvanje, smrt -tedenski vnos za odraslega: 0,50 mg (WHO 1993)
mobilnost/ biodostopnost*	-povečana mobilnost v nevtralnih in rahlo bazičnih tleh; ob prisotnosti organske snovi in gline se zmanjša -mobilne so oblike As-III -sprejem As poteka pasivno; prek celičnih membran, tako kot fosfat	-mobilnost se poveča v anaerobnih razmerah, pri nizkih pH, nizkih vsebnostih org. snovi in fosfatov -dostopnost iz tal za rastline je majhna (poteka prek korenin); Pb se kopiči v celičnih stenah	-dokaj mobilen -najbolj hlapna kovina -dostopnost poveča metilacija -dostopnost Hg iz tal za rastline je majhna (poteka prek korenin)	-zelo mobilen, če je pH < 6, v anaerobnih razmerah -ob prisotnosti organske snovi se zmanjša -dostopnost iz tal za rastline velika (poteka prek korenin in kotikule)
prevzem kovin	CR = 1,29 ¹ (1,40***)	CR = 0,10 ¹ (0,60***) BCF = 0,1 – 0,2 (različne vrste) ¹⁷ BCF = 0,25 – 1,51 (<i>A.</i> <i>muscaria</i>) 2,91 – 3,36 (<i>L. turpis</i>) 0,97 – 2,80 (<i>L. rufus</i>) 0,56 – 1,74 (<i>P. involutus</i>) 0,04 – 2,60 (<i>S. luteus</i>) 1,58 – 1,98 (<i>B. badius</i>) ⁷	CR = 1,50 ¹ (1,10***) BCF = 30 – 500 (različne vrste) ¹⁷ BCF = 13 – 170 (<i>Boletus</i>) ² BCF = 16 ± 4, Me = 18 (<i>L.</i> <i>scabrum</i>) ³ BCF = 2 – 3,3 (<i>A. citrina</i>) ⁴ BCF = 11 – 35 (<i>L. scabrum</i> ; <i>A. muscaria</i> , <i>M. procera</i>) ⁴ BCF = 180 – 510 (<i>B. edulis</i> , <i>L.</i> <i>nebularis</i> , <i>C. mucosus</i>) ⁵ ; 3,9 – 69 (več vrst) ⁵ BCF = 0,007 – 52 (<i>P. involutus</i> – <i>B.</i> <i>edulis</i>) ⁶	CR = 5,90 ¹ (3,00***) BCF = 50 – 300 (različne vrste) ¹⁷ BCF = 128 – 555 (<i>A.</i> <i>muscaria</i>); 11,1 – 68,3 (<i>L. turpis</i>) 14,0 – 25,6 (<i>L. rufus</i>) 9,23 – 13,1 (<i>P. involutus</i>) 12,7 – 29,0 (<i>S. luteus</i>) 21 – 68,4 (<i>B. badius</i>) ⁷
maksimalne vsebnosti kovin v trosnjakih	> 50 mg/kg (<i>L. amethystina</i> ^{8,9} , ²⁹ , <i>P. ostreatus</i> ¹⁶ , <i>C.</i> <i>butyracea</i> ²⁹) 20-50 mg/kg (<i>E. lividum</i> ⁸ , <i>M.</i> <i>rhacodes</i> ²⁹) 10-20 mg/kg (<i>A. augustus</i> ¹¹ , <i>A.</i> <i>purpurellus</i> ¹¹ , <i>L. nuda</i> ¹¹ , <i>T.</i> <i>terrestris</i> ¹⁰)	> 50 mg/kg (<i>A. muscaria</i> ¹² , <i>A.</i> <i>spissa</i> ¹² , <i>B. edulis</i> ^{13,26} , <i>B.</i> <i>badius</i> ¹² , <i>L. laccata</i> ¹³ , <i>L.</i> <i>rufus</i> ¹² , <i>L. scabrum</i> ¹² , <i>L.</i> <i>nuda</i> ¹⁴ , <i>L. perlatum</i> ¹⁵ , <i>M.</i> <i>procera</i> ^{15,16} , <i>C. rhacodes</i> ¹⁷ , <i>P.</i> <i>involutus</i> ¹²) 20-50 mg/kg (<i>A. mellea</i> ¹⁴ , <i>B.</i> <i>badius</i> ²⁸ , <i>B. edulis</i> ^{14,28} , <i>L.</i> <i>perlatum</i> ^{14,17} , <i>M. procera</i> ^{14,15})	> 50 mg/kg (<i>A. arvensis</i> ¹⁶ , <i>A.</i> <i>comtulus</i> ¹⁸ , <i>A. urinasces</i> ¹⁹ , <i>A.</i> <i>muscaria</i> ²⁰) <i>B. reticulatus</i> ¹⁵ , <i>C. utrififormis</i> ¹⁶ <i>C. comatus</i> ²⁰ , <i>L. piperatus</i> ¹⁶ , <i>L.</i> <i>nuda</i> ¹⁶ , <i>L. perlatum</i> ²¹ , <i>M. procera</i> ¹⁶) 20-50 mg/kg (<i>A. augustus</i> ²⁰ , <i>B.</i> <i>edulis</i> ¹⁶ , <i>B. badius</i> ¹⁶ , <i>C. cibarius</i> ¹⁶ , <i>C.</i> <i>dryophila</i> ⁸ , <i>H. capnoides</i> ²¹ , <i>L.</i> <i>deliciosus</i> ^{8,16} , <i>P. ostreatus</i> ¹⁶ , <i>R.</i> <i>cyanoxantha</i> ¹⁶ , <i>R. nigricans</i> ¹⁶)	> 50 mg/kg (<i>A. urinasces</i> var. <i>urinasces</i> ²⁵ , <i>A.</i> <i>arvensis</i> ²⁷ , <i>A. campestris</i> ²⁸) 20-50 mg/kg (<i>A. arvensis</i> ²⁵ , <i>A.</i> <i>silvicola</i> var. <i>silvicola</i> ^{25, 27} , <i>A.</i> <i>muscaria</i> ^{14,12,18,22,24} , <i>A.</i> <i>pantherina</i> ²⁴ , <i>B. edulis</i> ^{22,28} , <i>B.</i> <i>submentosus</i> ²² , <i>C. caperata</i> ²⁵ , <i>C. traganus</i> ²³ , <i>R. vesca</i> ²⁴)
Problematičnost/z akonodaja	1. mesto (ATSDR 2005) MDK** = 1 mg/kg (Ur. I. SFRJ, 59/1983)	2. mesto (ATSDR 2005) MDK = 5 mg/kg (Ur. I. SFRJ, 59/1983) MDK: 0,3 mg/kg sveže teže (gojene) (Ur. I. RS, 69/2003)	3. mesto (ATSDR 2005) MDK = 3 mg/kg (Ur. I. SFRJ, 59/1983)	7. mesto (ATSDR 2005) MDK = 3 mg/kg (Ur. I. SFRJ, 59/1983) MDK = 0,2 mg/kg sveže teže (gojene) (Ur. I. RS, št. 69/03)

Opombe: *: Biodostopnost kovin je prikazana za rastline, saj praviloma veljajo isti mehanizmi tudi za glive. CR oz. BCF pomeni biokonzentracijski faktor. **: MDK: maksimalno dovoljena vsebnost izbrane kovine v suhih gobah, ki je določena v skladu s pravilnikom (Ur. I. SFRJ, št. 59/83). 1: JOHANSON / NIKOLOVA / TAYLOR 2004 (okolica jedrske elektrarne na Švedskem (Forsmark); v vzorec so bili vključeni trosnjaki naslednjih vrst gliv: *B. edulis*, *C. tubariformis*, *C. armeniacus*, *C. odorifer*, *C. peronata*, *H. capnoides*, *L. deterrimus*, *L. scrobiculatus*, *L. trivialis*, *S. imbricatus*, *S. granulatus*, *T. equestre*) oz. njihov ektomikorizni micelij (oznaka ***). 2: FALANDYSZ / FRANKOWSKA / MAZUR 2007a (Poljska); FALANDYSZ / GUCIA / MAZUR 2007b (Poljska); 3: FALANDYSZ / BIELAWSKI 2007 (Poljska);

4: FALANDYSZ / CHWIR 1997 (severna Poljska); 5: FALANDYSZ *et al.* 2003 (severna Poljska); 6: FALANDYSZ *et al.* 2001 (okolica mesta Umeå); 7: RUDAWSKA / LESKI, 2005b (Poljska); 8: BYRNE / DERMELJ / VAKSELJ 1979 (Slovenija – izmerjena je bila ekstremna vrednost 186 mg/kg); 9: BYRNE / TUŠEK-ŽNIDARIČ 1983 (Slovenija: 34 mg/kg – 182 mg/kg); 10: ŠLEJKOVEC *et al.* 1997 (Slovenija); 11: VETTER 1994 (Madžarska); 12: LEŠŠOVA / KRAL 1988 (Češka: topilnica Pb; *B. badius* – 290 mg/kg; *A. excelsa* var. *spissa* – 370 mg/kg; *L. rufus* – 243 mg/kg; *L. scabrum* – 181 mg/kg); 13: LIUKKONEN-LILJA *et al.* 1983 (Finska: topilnica Pb; izmerjena ekstremna vrednost v *B. edulis* – 300 mg/kg; *M. procera* – 170 mg/kg); 14: KALAČ / BURDA / STAŠKOVA 1991 (Češka: topilnica Pb; *B. edulis* – 167 mg/kg, *C. rhacodes* – 194 mg/kg, *L. nuda* 144 mg/kg); 15: SVOBODA / ZIMMERMANNNOVA / KALAČ 2000 (Slovaška: topilnica Cu in Hg; *L. perlatum* – 145 mg/kg; 223 mg/kg); 16: KALAČ *et al.* 1996 (Češka: topilnici Cu in Hg); 17: KALAČ / SVOBODA 2000 (Evropa – več vrst gliv (pregledni članek)); 18: KOJO / LODENIUS 1989 (Finska: okolica Helsinkov); 19: STIJVE / BESSON 1976 (Evropa, bližina urbanih središč); 20: FISHER *et al.* 1995 (Nemčija: opuščen rudnik Hg); 21: STEGNAR *et al.* 1973 (Slovenija: okolica rudnika Hg, *L. perlatum* – 74,0 mg/kg); 22: YTRRI *et al.* 2000 (Norveška, topilnica Zn); 23: BYRNE / RAVNIK / KOSTA 1976 (Nemčija, Slovenija); 24: RUDAWSKA / LESKI, 2005a (Poljska); 25: COCCHI *et al.* 2006 (Italija). 26: COLLIN-HANSEN *et al.* 2002 (okolica topilnice Zn; izmerjena ekstremna vrednost v *B. edulis* – 126 mg/kg). 27: MICHELOT *et al.* 1998 (Francija). 28: KOMAREK / CHRASTNY / ŠTICHOVA 2007 (Češka; topilnica svinca). 29: VETTER 2004 (Madžarka; različni habitati). S krepkim so označeni viri, ki prikazujejo raziskave iz močno onesnaženih območij.

al. 1981; SVOBODA / KALAČ 2003; NEWBOUND / McCARTHY / LEBEL 2010), v okolici odlagališč blata čistilnih naprav (ZABOWSKI *et al.* 1990), v vplivnih območjih termoenergetskih objektov (CIBULKA *et al.* 1996; LEŠŠOVA / MEJSTRIK 1988), na območjih izkoriščanja Hg (SVOBODA / ZIMMERMANNNOVA / KALAČ 2000) in Ag (RANDA / KUČERA 2004; SVOBODA / HAVLIČKOVA / KALAČ 2006) ter v bližini topilnic (LIUKKONEN-LILJA *et al.* 1983; KALAČ / BURDA / STAŠKOVA 1991, SVOBODA / ZIMMERMANNNOVA / KALAČ 2000; YTRRI *et al.* 2000; COLLIN-HANSEN *et al.* 2002; JAMNICKA *et al.* 2007; KOMAREK / CHRASTNY / ŠTICHOVA 2007), kjer so bile izmerjene vsebnosti kovin izredno velike.

Poleg antropogenih dejavnikov na vsebnost kovin v trosnjakih gliv vplivajo naravni dejavniki: lastnosti rastišča (matična kamnina, pH, struktura in tekstura tal ter podrast), vrsta, ekološki tip in genetski potencial gliv ter starost trosnjaka in micelija (MALINOWSKA / SZEFER / FALANDYSZ 2004; MELGAR / ALONSO / GARCIA 2009). Vsebnosti kovin v trosnjakih gliv se med ekološkimi tipi gliv razlikujejo; znotraj teh skupin pa je njihov sprejem tudi vrstno specifičen in se lahko vsebnosti kovin razlikujejo tudi za dva reda velikosti (KALAČ 2010). Praviloma so v dekompozitorskih (saprofitskih) vrstah gliv vsebnosti kovin večje v primerjavi z mikoriznimi glivami, ker v saprofitskih vrstah gliv potekajo intenzivnejši dekompozicijski in katalazni procesi (KUUSI *et al.* 1981; KOJO / LODENIUS 1989; ALONSO *et al.* 1999). Obstajajo tudi izjeme, kot so rod gobanov (*Boletus*), kjer so bile izmerjene velike vsebnosti Hg (FALANDYSZ / FRANKOWSKA / MAZURA 2007; MELGAR / ALONSO / GARCIA 2009), Cd (MALINOWSKA / SZEFER / FALANDYSZ 2004; KOMAREK / CHRASTNY / ŠTICHOVA 2007) in Pb (KOMAREK / CHRASTNY / ŠTICHOVA 2007). Različno kopičenje kovin v različnih vrstah gliv je posledica vrstno značilnih sistemov vnosa in vezave kovin z visoko specifičnimi prenašalci, kot so proteini ter peptidi (glikoproteini, fosfoglikoproteini), ter

različne pigmentiranosti micelijev oziroma trosnjakov gliv (MICHELOT *et al.* 1998; VODNIK 1998; STEINER / LINKOV / YOSHIDA 2002; CHUDZYNSKI / FALANDYSZ 2008). Na vsebnost kovin lahko dodatno vpliva tudi genetski potencial gliv. V okolici topilnice aluminija na Slovaškem so v nekaterih vrstah gliv izmerili manjše vsebnosti kovin kot na referenčnem (neonesnaženem) območju. Domnevali so, da imajo nekatere populacije gliv z močno onesnaženih območjih tako genetsko prilagojene mehanizme detoksifikacije, da kovine bolj učinkovito izločajo, ali pa prihaja do inhibitivne kompeticije z drugo kovino (JAMNICKA *et al.* 2007).

Starost in velikost trosnjaka ter micelija na vsebnosti kovin manj vplivata kot vrsta oz. ekološki tip gliv. KALAČ (2010) ugotavlja, da starost micelija in dolg interval med tvorbo trosnjakov (fruktifikacija) povečuje vsebnost kovin v trosnjakih. SCHMITT in MEISH (1985) sta izmerila večje vsebnosti kovin v mlajših trosnjakih kot posledico intenzivnega prenosa kovin iz micelija v trosnjak v začetni fazi rasti gliv. Podobno je bilo ugotovljeno tudi za gojene velikotrosne kukmake (*Agaricus macrosporus*), kjer so bile največje vsebnosti kovin izmerjene na začetku fruktifikacije (prvi val) (KALAČ / SVOBODA / HAVLIČKOVA 2004). Torej lahko največje vsebnosti kovin v trosnjakih gliv pričakujemo na začetku tvorbe trosnjakov, v zgodnjih poletnih mesecih. Nasprotno pa RUDAWSKA in LESKI (2005a) nista potrdila soodvisnosti med starostjo trosnjakov in vsebnostjo kovin v njih. Vsebnosti kovin so bile večje v starejših trosnjakih rdeče mušnice (Al, Cd, Pb) in manjše v starejših trosnjakih rdečerjave mlečnice (Al, Fe in Pb), kostanjaste polstenke (Al) ter velike podvihanke (Mn, Zn). KOMAREK s sodelavci (2007) pa je ugotovil, da vsebnosti kovin naraščajo s starostjo trosnjakov jesenskega, kostanjastega in rdečebetnega gobana. Tudi vreme lahko vpliva na vsebnosti kovin v glivah. Ob vlažnem in toplim vremenu, ki pospešuje rast trosnjakov, lahko pričakujemo nižje vsebnosti kovin v njih.

Na sprejem kovin vplivajo predvsem tiste lastnosti tal, ki vplivajo na dostopnost kovin: pH, organska snov in tekstura tal. Za kovine v splošnem velja, da nižja pH vrednost rastišča vpliva na večjo mobilnost kovin oziroma na večji privzem iz tal v žive organizme, večja količina organske snovi pa njihov privzem nevtralizira (zbrano v STREIT / STUMM 1993). Tudi za glive je znano, da je pH v okolici micelija izrednega pomena za sprejem kovin; leta je praviloma največji na kislih tleh (WONDRATSCHEK / RÖDER 1993). Tako je optimalen sprejem Pb pri pH = 5; še posebej pH vpliva na mobilnost Cd v tleh. Ko je pH < 5,5, Cd konstantno ostaja v mobilni obliki, zaradi česar imajo kukmaki, ki najraje rastejo na kislem humusu, zelo velike vsebnosti tega elementa (MICHELOT *et al.* 1998).

3 Vsebnosti elementov v trosnjakih evropskih vrst gliv

3 Levels of trace elements in fruiting bodies of European fungi species

3.1 Kadmij (Cd)

3.1 Cadmium

Obremenjenost trosnjakov gliv s kadmijem na analiziranih lokacijah v Sloveniji primerjamo s podatki z različnih rastišč po Evropi (preglednica 2). Reference za vsebnosti kovin za posamezne države smo uredili v osem skupin, pri čemer smo širino intervalov povzeli po KALAČ in SVOBODA (2000), za analizirane vrste pa tudi nakazali količine kovin v vzorcih iz Slovenije (preglednice 3 – 5).

Kadmij je (skupaj s Hg) med kovinami najbolj problematičen, saj je zelo mobil in se v trosnjakih gliv praviloma kopiči (KALAČ 2010). Biokoncentracijski faktorji (BCF) za Cd dosega največje vrednosti med obravnavanimi kovinami. Iz literature je znan podatek, da je bil povprečen BCF za rdečo mušnico, rastočo v tleh, kje so bile vsebnosti Cd majhne (< 0,08 mg/kg), v intervalu od 128 do 555 mg/kg (!) (RUDAWSKA / LESKI 2005a, Preglednica 1). Vsebnosti Cd v trosnjakih večine vrst gliv, rastočih v neonesnaženih območjih, ležijo v intervalu od < 0,5 mg/kg do 5 mg/kg, z izjemo kukmakov, kjer je ta interval med 5 mg/kg in 50 mg/kg (KALAČ 2010). Večje vsebnosti Cd so značilne tudi za rod mušnic (*Amanita*) in gobanov (*Boletus*), zlasti iz močno onesnaženih območij (preglednica 2).

Primerjava povprečnih vsebnosti Cd v trosnjakih gliv iz Šaleške in Zgornje Mežiške doline z mesti največje gostitve iz literature poznanih vsebnosti kaže, da so trosnjaki gliv iz obeh območij obremenjeni s Cd. Za večino vrst (izjema so travniški kukmak, jesenski goban, brezov turek in betičasta prašnica) se namreč povprečna vsebnost Cd v gobah iz Šaleške doline uvršča v dve grupi z največjimi izmerjenimi vsebnostmi; v poljskem (n = 6; \bar{a} =

117 mg/kg; Me = 83 mg/kg) in hostnem kukmaku (n = 5; \bar{a} = 67,9 mg/kg; Me = 56,5 mg/kg). V pšenični poprhnjenki (n = 13; \bar{a} = 19 mg/kg; Me = 16,2 mg/kg), sivorumeni mraznici (n = 26; \bar{a} = 12,5 mg/kg; Me = 11,2 mg/kg), poletnem gobanu (n = 4; \bar{a} = 11,0 mg/kg; Me = 7,62 mg/kg), rdečebetnem gobanu (n = 4; \bar{a} = 8,67 mg/kg; Me = 7,95 mg/kg), kostanjastem gobanu (n = 24; \bar{a} = 2,86 mg/kg; Me = 2,35 mg/kg), senožetni plešivki (n = 16; \bar{a} = 4,51 mg/kg; Me = 3,86 mg/kg, poprhnjeni livki (n = 8; \bar{a} = 4,73 mg/kg; Me = 2,11 mg/kg), sivolistni žveplenjači (n = 7; \bar{a} = 2,64 mg/kg; Me = 2,21 mg/kg), ovčarski (n = 6; \bar{a} = 3,46 mg/kg; Me = 1,85 mg/kg) in macesnovi lupljivki (n = 8; \bar{a} = 5,96 mg/kg; Me = 5,45 mg/kg) pa so izmerjene vsebnosti Cd med največjimi v evropskem prostoru (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2005; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008). Tudi v Zgornji Mežiški dolini (okolica topilnice Pb) so bile izmerjene vsebnosti Cd uvrščene v skupine z največjimi izmerjenimi vsebnostmi Cd (z izjemo travniškega kukmaka, rumenega ježka in velike tintnice). Vsebnosti Cd v trosnjakih rdeče mušnice (n = 5; \bar{a} = 27,3 mg/kg; Me = 29,6 mg/kg), jesenskega gobana (n = 6; \bar{a} = 3,46 mg/kg; Me = 1,85 mg/kg), kostanjastega gobana (n = 6; \bar{a} = 9,16 mg/kg; Me = 7,59 mg/kg), navadne lisičke (n = 7; \bar{a} = 3,14 mg/kg; Me = 2,45 mg/kg), užitne sirovke (n = 3; \bar{a} = 7,76 mg/kg; Me = 7,97 mg/kg), brezovega turka (n = 4; \bar{a} = 19,6 mg/kg; Me = 14,8 mg/kg), orjaškega dežnika (n = 5; \bar{a} = 12,7 mg/kg; Me = 6,48 mg/kg), votlobetne (n = 3; \bar{a} = 5,91 mg/kg; Me = 5,21 mg/kg) in macesnove lupljivke (n = 4; \bar{a} = 6,28 mg/kg; Me = 4,70 mg/kg) iz Zgornje Mežiške doline so v evropskem prostoru med največjimi do sedaj izmerjenimi. Relativno velike vsebnosti so bile izmerjene tudi v nekaterih drugih vrstah (velika tintnica, sivolistna žveplenjača, betičasta prašnica, prožna lupljivka, vendar so te vrednosti le orientacijske zaradi premajhnega vzorca (n < 3) (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2005; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008).

Eden izmed potencialnih vzrokov velikih vsebnosti Cd v trosnjakih gliv iz Šaleške in Zgornje Mežiške doline so lahko metodološke razlike med raziskavami. Pri določitvi vsebnosti težkih kovin smo se omejili zgolj na klobuke gliv (enako velja za vse obravnavane kovine), medtem ko za nekatere v preglednici 2 navedene raziskave ni eksplicitno navedeno, na katere dele gliv se rezultati nanašajo. Ker so vsebnosti kovin v betih bistveno manjše kot v klobukih, lahko vključitev celotne gobe v vzorec vpliva na manjše vsebnosti Cd. V naši raziskavi smo ugotovili večje vsebnosti Cd v ekološko zelo različnih tipih gob (tako v talnih saprofitih, mikoriznih vrstah in dekopozitorjih lesa), v vrstah z zelo različnim bioakumulacijskim potencialom (od bakrenastega poljarja z zelo majhnim potencialom do kukmakov z izredno sposobnostjo kopičenja Cd) in tudi v vrstah, pri katerih bet v biomasi osebka zavzema zelo majhen delež (npr. tintnice in vse vrste prašnic). Zaradi tega menimo, da razlike bolj kot iz potencialnih metodoloških razlik izhajajo iz dejansko večje obremenjenosti trosnjakov

Preglednica 2: Prikaz povprečnih vsebnosti Cd (mg/kg suhe teže) v trosnjakih evropskih vrst gliv v primerjavi s Šaleško in z Zgornjo Mežiško dolino. Puščica označuje s pravilnikom določeno zgornjo mejo vsebnosti Cd (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

Table 2: Review of average Cd levels (mg/kg dry weight) in fruiting bodies of European fungi species, and comparison with the Šalek Valley and the Upper Meža Valley. The arrow points at the upper limit of Cd (3 mg/kg) for fungi species according to Slovene legislation (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

VRSTA	Vsebnost Cd (mg/kg) v trosnjakih gliv							
	< 0,5	0,5 – 0,9	1,0 – 1,9	2,0 – 4,9	5,0 – 9,9	10,0 – 19,9	20,0 – 49,0	> 50,0
<i>Agaricus arvensis</i> Poljski kukmak			6, 26*	8, 26*	22	4, 17, 22, 23	14	12, ŠD
<i>Agaricus campestris</i> Travniški kukmak		13	5	22, ŠD	4, 22, MD	8, 22	4, 14, 22, 24	4
<i>Agaricus silvicola</i> Hostni kukmak			4	1	17	22	12, 14, 22, 24	6, 17, 22, ŠD
<i>Amanita muscaria</i> Rdeča mušnica				1, 3	3	3, 5, 9, 11, 12, 16, ŠD	9, 10, 14, 17, 19, 23, MD	
<i>Amanita rubescens</i> Rdečkasta mušnica		1, 13, 23	9, 22	12	9, ŠD, MD			
<i>Amanita spissa</i> Čokata mušnica			1	12, ŠD	10			
<i>Armillariella mellea</i> Sivorumena mraznica			26*	3, 9, 11, 12, 22, 23, 26k	9	ŠD	MD	
<i>Boletus aestivalis</i> Poletni goban			12, 22	22	7	ŠD		
<i>Boletus badius</i> Kostanjasti goban	3	9, 13, 22, 28	7, 22, 28	3, 9, 12, 15, 28	7, MD	ŠD		
<i>Boletus chrysenteron</i> Rdečebetni goban	23		22		8	7, ŠD		
<i>Boletus edulis</i> Jesenski goban			3, 12, 16, 22	3, 5, 9, 15, 16, 19, 23	3, 6, 8, 18, 26k, ŠD	9, 11, 14	19, 29, MD	27, 29
<i>Boletus erythropus</i> Žametasti goban				12, ŠD		MD		
<i>Boletus subtomentosus</i> Navadni goban	7, 20	22	22	7, 8, 12		10, ŠD	19	
<i>Cantharellus cibarius</i> Navadna lisička	2, 13, 14, 16, 18, 22	5, 7, 15, 22	7, ŠD	MD				
<i>Chroogomphus rutilus</i> Bakrenasti polžar	14	ŠD						
<i>Clitocybe nebularis</i> Poprhjena livka		13		12, ŠD				
<i>Clitocybe odora</i> Janeževa livka	1*, 21*	2*, 14*	2*, 23, ŠD	MD				
<i>Coprinus atramentarius</i> Prava tintnica	16	11, 16	14	12				
<i>Coprinus comatus</i> Velika tintnica			1, 11, 13	14, 15, 16	12, ŠD, MD	5		
<i>Cortinarius caperatus</i> Pšenična poprhjenka				3, 16		2, 15, ŠD	2, 25	
<i>Gomphidius glutinosus</i> Veliki slinar	21, 23		ŠD	MD				
<i>Hydnum repandum</i> Rumeni ježek	7, 15, 16, 18, ŠD	5, 26, MD						
<i>Hypoloma capnoides</i> Sivolistna žveplenjača				23, ŠD				
<i>Lactarius deliciosus</i> Užitna sirovka	1, 13, 21	26*	5, 8	5, 7, ŠD	6, MD			
<i>Leccinum aurantiacum</i> Trepetlikov turek	20, 21		ŠD	12				
<i>Leccinum scabrum</i> Brezov ded	20, 21	8, 9, 26	2, 3, 7, 8	2, 3, 9, 10, 14, 22, ŠD	3, 19, 26k			
<i>Leccinum versipelle</i> Brezov turek		ŠD		3, 18		MD		
<i>Lepista nuda</i> Vijoličasta kolesnica		9, 13, 22, 23	21, 22, ŠD	8, 9, MD				
<i>Lycoperdon perlatum</i> Betičasta prašnica		2, 22	1*, 2, 15, ŠD	5, 6	8, MD	7		
<i>Lycoperdon utriforme</i> Senožetna plešivka				5, ŠD		MD		
<i>Macrolepiota procera</i> Orjaški dežnik			13, 15, 16, 22, 23, 26k	3, 8, 11	5, 7, 8, ŠD	5, 7, MD		
<i>Paxillus atrotomentosus</i> Žametna podvihanka	MD			12				
<i>Phaeolepiota aurea</i> Bleščava luskarica	3, 6, 9, 21	14	9, 12	10		ŠD		
<i>Pleurotus ostreatus</i> Bukov ostrigar		26	21	26	11, ŠD			
<i>Russula cyanoxantha</i> Modrikasta golobica	13, 26*	1, 26*	22	5, 8, 22, ŠD	23, MD			
<i>Russula xerampelina</i> Slanikova golobica			ŠD		MD			
<i>Sarcodon imbricatus</i> Rjavi ježevec			ŠD	5	MD			
<i>Suillus bovinus</i> Prožna lupljivka	3	5, 26	ŠD	12	MD			
<i>Suillus granulatus</i> Ovčarska lupljivka	23	26	14	ŠD	MD			
<i>Suillus grevillei</i> Macesnova lupljivka			9, 22	9, 12	MD, ŠD, 26k			
<i>Suillus luteus</i> Maslena lupljivka	3, 15, 20, 21	8, 22, ŠD	3, 7, 12					
<i>Suillus variegatus</i> Peščena lupljivka	21	22		3, ŠD	3, 12			

S krepkim tiskom so označene raziskave vsebnosti težkih kovin, izmerjene v močno onesnaženih območjih (bližina topilnic, prometnic, velikih mest). Z zvezdico (*) so označene raziskave, ki so bile opravljene v vrsti iz istega roda, ki je ne navajamo v preglednici. Intervala, v katera sodijo za posamezno vrsto izmerjene vsebnosti Cd v klobukih gliv iz Šaleške doline in iz Zgornje Mežiške doline, sta označena s pripadajočimi črkami ŠD (Šaleška dolina) in MD (Zgornja Mežiška dolina) (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2005; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008). VIRI: 1 – Hrvaška (MANDIĆ *et al.* 1992); 2 – Finska (LODENIUS / SOLTANPOUR-GARGARI / TULISALO 2002; gnojeno s pepelom); 3 – Litva (STANKEVIČIENE 1996a; štirje vojaški poligoni); 4 – Švica, Nizozemska, Španija, Francija (STIJEVE / BESSON 1976; bližina urbanih središč); 5 – Slovenija (BYRNE / RAVNIK / KOSTA 1976; Idrija in Bela kot onesnažena, Dvor, Čemšenik, Kurešček, Smednik kot neonesnažena območja); 6 – Slovenija, Nemčija (BYRNE / DERMELJ / VAKSELJ 1979; v Nemčiji so bili nabrani kukmaki, vsi drugi vzorci pa na Pokljuki, v okolici Dvora, Slovenske Bistrice in Gorenje vasi); 7 – Slovaška (SVOBODA / ZIMMERMANNOVA / KALAIČ 2000; topilnica bakra in živega srebra v obdobju 1997/98); 8 – Slovaška (KALAIČ *et al.* 1996; topilnica bakra in živega srebra v obdobju 1990/93); 9 – Češka (KALAIČ / BURDA / STAŠKOVA 1991; topilnica svinca); 10 – Češka (LEPŠOVA / KRAL 1988; topilnica svinca); 11 – Finska (LIUKKONEN-LILJA *et al.* 1983; topilnica svinca); 12 – Francija (MICHELOT *et al.* 1998); 13 – Španija (MELGAR *et al.* 1998; v bližini prometnic); 14 – Finska (KOJO / LODENIUS 1989; okolica Helsinkov); 15 – Švedska (JORHEM / SUNDSTRÖM 1995); 16 – Finska (KUUSI *et al.* 1981; neonesnaženo območje in Helsinki); 17 – Nemčija (SCHMITT / MEISCH 1985); 18 – Norveška (SORSTAD / STEINNES / BERTHELSEN 2000); 19 – Norveška (YTTRI *et al.* 2000; topilnica cinka); 20 – Rusija (BARCAN / KOVNATSKY / SMETANNIKOVA 1998; topilnica niklja in cinka); 21 – Litva (STANKEVIČIENE 1996b; severna Litva); 22 – pregledni članek za vzhodno Evropo (KALAIČ / SVOBODA 2000); 23 – Madžarska (VETTER 1994; različni habitati); 24 – Poljska (RUDAWSKA / LESKI, 2005a, 2005b); 25 – Italija (COCCHI *et al.* 2006); 26 – pregledni članek za Evropo (KALAIČ 2010; neonesnaženo območje); 26k – izmerjeno v klobuku, kjer so vsebnosti kovin praviloma večje; 27 – Norveška (COLLIN-HANSEN *et al.* 2002; topilnica Zn); 28 – Poljska (MALINOWSKA / SZEFER / FALANDYSZ 2004; različno obremenjena območja na SV delu Poljske); 29 – Češka (KOMAREK / CHRASTNLY / ŠTICHOVA 2007; topilnica svinca).

gliv (tako klobukov kot tudi betov) v Šaleški dolini in še posebej v Zgornji Mežiški dolini v primerjavi z evropskim prostorom. Velja tudi upoštevati, da je biotska pestrost makromicet izredno velika in da je zato težko zajeti dovolj vrstno pester vzorec, ki bi dejansko omogočal primerjave. Mnoge vrste, ki smo jih analizirali v Sloveniji, niso bile vključene v dovolj veliko število evropskih raziskav.

Pri vrednotenju vsebnosti Cd v trosnjakih gliv in posredno obremenjenosti gozdnih ekosistemov s Cd je zagotovo pomembno upoštevati naravne lastnosti tal oziroma matične kamnine v Sloveniji, ki je pogostokrat obogatena s Cd. Že BYRNE in sodelavci (1976) so ugotovili zelo velike vsebnosti Cd v trosnjakih gliv in tudi v tleh v številnih predelih Slovenije; posebej so poudarili, da velike vsebnosti Cd v tleh v Sloveniji praviloma niso posledica samo antropogenega vnosa, temveč so odsev tudi geoloških lastnosti tal.

Iz pregleda opravljenih raziskav v Evropi je razvidno, da so vsebnosti Cd v določenih vrstah gliv iz neonesnaženih območjih praviloma manjše kot iz zelo onesnaženih območij (s krepkim označeni viri), kar potrjuje njihov bioindikatorski potencial (npr. jesenski goban, rdeča mušnica in orjaški dežnik). Primernost jesenskega gobana, rdeče mušnice in orjaškega dežnika kot kazalnika onesnaženosti s Cd povečuje dejstvo, da so omenjene vrste gliv splošno razširjene in da vsebujejo velike vsebnosti tega elementa (so hiperakumulatorji); slednje je še posebej značilno za jesenskega gobana (MALINOWSKA / SZEFER / FALANDYSZ 2004; KOMAREK / CHRASTNLY / ŠTICHOVA 2007). Slednje poenostavlja kemijske analize, saj so praviloma vse izmerjene vsebnosti Cd nad mejo določljivosti analitske metode, in omogoča primerjave med trosnjaki gliv, rastočih na območjih, različno obremenjenih s kadmijem.

3.2 Živo srebro (Hg)

3.2 Mercury

Elementarno živo srebro (Hg) ima poseben položaj med kovinami, ker je hlapno in potuje na dolge razdalje. Hkrati se njegova strupena oblika (metil-Hg) pogosto akumulira v prehranjevalnih verigah in pomeni tveganje za okolje, vključno s človekom (FALANDYSZ / FRANKOWSKA / MAZUR 2007; FALANDYSZ / GUCIA / MAZUR 2007; FALANDYSZ / BIELAWSKI 2007; MELGAR / ALONSO / GARCIA 2009). Tudi BCF, izračunani za sprejem Hg v trosnjake gliv, lahko dosežajo velike vrednosti (glej preglednico 1).

Vsebnosti Hg v trosnjakih večine vrst gliv ležijo v intervalu od < 0,5 mg/kg do 10 mg/kg, z izjemo gobanov, poljskega kukmaka in vijoličaste kolesnice, ki vsebujejo večje vsebnosti Hg tudi v neonesnaženih območjih (KALAIČ / SVOBODA 2000; KALAIČ 2010; preglednica 3). Največje vsebnosti Hg so bile ugotovljene v vrstah gliv, rastočih na močno onesnaženih območjih (vijoličasta kolesnica: 109 mg/kg; poljski kukmak: 116 mg/kg; senožetna plešivka: 120 mg/kg; velika tintnica: 144 mg/kg; orjaški dežnik: 200 mg/kg), kot so topilnica bakra in živega srebra (KALAIČ *et al.* 1996), ter v bližini opuščene rudnika živega srebra (FISHER *et al.* 1995). Praviloma so največje vsebnosti Hg izmerjene v trosovnici, ki vsebuje največ proteinov za vezavo s Hg in ustreznih encimov (MELGAR / ALONSO / GARCIA 2009). Študija o kopičenju živega srebra v trosnjakih užitnih gliv je pokazala, da je (neupoštevaje vrsto) razmerje med vsebnostjo Hg v trosovnici in preostalem trosnjaku 1,6, največje razmerje pa je bilo ugotovljeno za jelkovega gobana (5,7) (*ibid.*).

Glede na novejša raziskave iz Evrope in raziskave, ki smo jih opravili v Sloveniji, so vsebnosti Hg v glivah

Preglednica 3: Prikaz povprečnih vsebnosti Hg (mg/kg suhe teže) v trosnjakih evropskih vrst gliv v primerjavi s Šaleško, z Zgornjo Mežiško in s Poljansko dolino. Puščica označuje s pravilnikom določeno zgornjo mejo vsebnosti Hg (3 mg/kg) (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

Table 3: Review of average Hg levels (mg/kg dry weight) in fruiting bodies of European fungi species and comparison with the Šalek Valley, the Upper Meža Valley and the Poljana Valley. The arrow points at the upper limit of Hg (3 mg/kg) for fungi species according to Slovene legislation (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

↓

VRSTA	Vsebnost Hg (mg/kg) v trosnjakih gliv							
	< 0,5	0,5 – 0,9	1,0 – 1,9	2,0 – 4,9	5,0 – 9,9	10,0 – 19,9	20,0 – 49,0	> 50,0
<i>Agaricus arvensis</i> Poljski kukmak			30	4, 6, 22	14, 27, ŠD	22		8+
<i>Agaricus campestris</i> Travniški kukmak		31	22, 31	6, 22, 25, 31, 32, MD	4, 8, 14, 27, ŠD	5		
<i>Agaricus silvicola</i> Hostni kukmak			ŠD	6, 22, 32	4	14		
<i>Amanita muscaria</i> Rdeča mušnica	16	11, 29, MD	5, 6, 9	14, ŠD		PD		28+
<i>Amanita rubescens</i> Rdečkasta mušnica	31, 32	9, 22	27, ŠD, MD, PD	9	6			
<i>Armillariella mellea</i> Sivorumena mraznica	9, 9, 11, 22, 29, 31, ŠD, MD	PD	31					
<i>Boletus aestivus</i> Poletni goban			22	27, 32		ŠD		7+
<i>Boletus badius</i> Kostanjasti goban	9, 22, 31, 32, MD, ŠD	9, 27, 29		7	8		8, 28+	
<i>Boletus edulis</i> Jesenski goban		5, 11, 16	6, 31	9, 14, 16, 27, 30, 31, 32	29, 31, ŠD, MD	31, PD	8+	
<i>Cantharellus cibarius</i> Navadna lisička	5, 6, 14, 16, 16, 22, 28; 31, 32, MD, ŠD, PD	7, 25					8+	
<i>Chroogomphus rutilus</i> Bakrenasti polžar	14, ŠD							
<i>Clitocybe odora</i> Janeževa livka		MD	14*, ŠD					
<i>C. atramentarius</i> Prava tintnica	11, 16, 16, ŠD	14						
<i>Coprinus comatus</i> Velika tintnica			MD, PD, ŠD	5, 11, 16, 16	14			28+
<i>Cortinarius caperatus</i> Pšenična poprhnjenka		16	ŠD, MD	PD				
<i>Hydnum repandum</i> Rumeni ježek	16, 31, 32, MD	6, 16,	ŠD	5, PD	7			
<i>Hypholoma capnoides</i> Sivolistna žvepljenjača	ŠD						30+*	
<i>Laccaria amethystina</i> Vijoličasta bledivka	6, ŠD, MD, PD							
<i>Lactarius deliciosus</i> Užitna sirovka	5, 6, 22, 29, 31	22, 31, 32	25	7			5+, 8+	
<i>Leccinum scabrum</i> Brezov ded	6, 14, 27, 31, 32	9, ŠD	7, 29	8, 31	28	8+		
<i>Leccinum versipelle</i> Brezov turek		MD	14, ŠD					
<i>Lepista nuda</i> Vijoličasta kolesnica				22, 31, 32, ŠD, MD, PD	27	9, 9, 22		8+
<i>Lycoperdon perlatum</i> Betičasta prašnica			5, 22, 26*, MD	6, 22, 29, MD	30	8	5+, 7+, 30	30+
<i>Lycoperdon utriformis</i> Senožetna plešivka				5, 32, MD	ŠD			8+
<i>Macrolepiota procera</i> Orjaški dežnik		16, 31	22, 31	5, 22, 25, 31, 32, ŠD, MD	27, 31, PD		7+, 8	8+
<i>Russula cyanoxantha</i> Modrikasta golobica	31	22, MD	32, ŠD	PD	5, 8		8+	
<i>Sarcodon imbricatus</i> Rjavi ježevec		MD		ŠD		5		
<i>Suillus bovinus</i> Prožna lupljivka	5, MD, PD							
<i>Suillus granulatus</i> Ovčarska lupljivka	31	14, ŠD						
<i>Suillus grevillei</i> Macesnova lupljivka	9, 22, 29*, 31, ŠD, MD		9					
<i>Suillus luteus</i> Maslena lupljivka	31, ŠD			8	7	8		
<i>Suillus variegatus</i> Peščena lupljivka	27, ŠD							

S krepkim tiskom so označene raziskave vsebnosti težkih kovin, izmerjene v močno onesnaženih območjih (bližina topilnic, prometnic, velikih mest). Z zvezdico (*) so označene raziskave, ki so bile opravljene v vrsti iz istega rodu, ki je ne navajamo v preglednici. Intervali, v katere sodijo za posamezno vrsto izmerjene vsebnosti Hg v klobukih gliv iz Šaleške doline, iz Zgornje Mežiške doline in Poljanske doline, so označeni s pripadajočimi črkami ŠD (Šaleška dolina), MD (Zgornja Mežiška dolina) in PD (Poljanska dolina) (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2005; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008).

VIRI: 4 – Švica, Nizozemska, Španija, Francija (STIJVE / BESSON 1976; bližina urbanih središč); 5 – Slovenija (BYRNE *et al.* 1976; Idrija in Bela kot onesnažena, Dvor, Čemšenik, Kurešček, Smlednik kot neonesnažena območja; +: najvišja izmerjena vsebnost Hg v Idriji je bila 37,6 mg/kg v užitni sirovki, v Beli pa 40,3 mg/kg v betičasti prašnici); 6 – Slovenija, Nemčija (BYRNE / DERMELJ / VAKSELJ 1979; v Nemčiji so bili nabrani kukmaki, vsi drugi vzorci pa na Pokljuki, v okolici Dvora, Slovenske Bistrice in Gorenje vasi); 7 – Slovaška (SVOBODA / ZIMMERMANNOVA / KALAC 2000; topilnica bakra in živega srebra v obdobju 1997/98; +: izmerjene so bile ekstremne vsebnosti 33,0 mg/kg v dišeči sehlici, 40,6 mg/kg v orjaškem dežniku, 44,5 mg/kg v betičasti prašnici in 55,3 mg/kg v poletnem gobanu); 8 – Slovaška (KALAC *et al.* 1996; topilnici bakra in živega srebra v obdobju 1990/93; izmerjene so bile ekstremne vsebnosti 20,0 mg/kg v brezovem dedu, 30,5 mg/kg v lisički, 31,3 mg/kg v užitni sirovki, 62,5 mg/kg v jesenskem gobanu, 77,0 mg/kg v modrikasti golobici, 109 mg/kg v vijoličasti kolesnici, 116 mg/kg v poljskem kukmaku, 120 mg/kg v senožetni plešivki in 200 mg/kg v orjaškem dežniku); 9 – Češka (KALAC / BURDA / STAŠKOVA 1991; topilnica svinca); 11 – Finska (LIUKKONEN-LILJA *et al.* 1983; topilnica svinca); 14 – Finska (KOJO / LODENIUS 1989; okolica Helsinkov); 16 – Finska (KUUSI *et al.* 1981; neonesnaženo območje in Helsinki); 22 – pregledni članek za vzhodno Evropo (KALAC / SVOBODA 2000); 25 – Španija (ALONSO *et al.* 1999; ruralna krajina); 26 – Španija (ZURERA-COSANO *et al.* 1988, Sierra Cordoba); 27 – Češka (KALAC / ŠLAPETOVA 1997; ruralna krajina); 28 – Nemčija (FISCHER *et al.* 1995; bližina opuščenega rudnika živega srebra; +: izmerjeni sta bili ekstremni vsebnosti 82 mg/kg v rdeči mušnici in 144 mg/kg v veliki tintnici); 29 – Poljska (FALANDYSZ *et al.* 2003; neonesnaženo območje); 30 – Slovenija (STEGNAR *et al.* 1973; onesnaženo območje v okolici Idrije in Podljubelja; +: izmerjena je bila ekstremna vsebnost 74,0 mg/kg v sporah betičaste prašnice); 31 – pregledni članek za Evropo (KALAC 2010; neonesnaženo območje); 32 – SZ del Španije (MELGAR / ALONSO / GARCIA 2009; urbana krajina, ruralna – pašniška krajina, gozdovi; prikazane so vsebnosti, ki so jih izmerili v trosovnici in so večje od preostalega trosnjaka).

iz Poljanske doline v rangu vsebnosti, ki so značilne za onesnažena območja (rdeča mušnica: $n = 3$; $\bar{a} = 9,29$ mg/kg; Me = 10,4 mg/kg; jesenski goban: $n = 13$; $\bar{a} = 10,2$ mg/kg; Me = 10,6 mg/kg; pšenična poprhnjenka: $n = 3$; $\bar{a} = 5,55$ mg/kg; Me = 4,37 mg/kg) (AL SAYEGH PETKOVŠEK / POKORNY 2008). Vendar pa izmerjene vsebnosti ne sodijo v rang najbolj onesnaženih območij (topilnice svinca, bakra, bližina rudnikov živega srebra), saj so povprečne vsebnosti Hg tudi v teh vrstah za velikostni razred manjše v primerjavi z močno onesnaženimi območji. Vsebnosti Hg v trosnjakih gliv z drugih raziskanih območij pa uvrščamo med vsebnosti, ki so značilne za neonesnažena območja. Slednje potrjuje dejstvo, da Šaleška dolina in Zgornja Mežiška dolina nista obremenjena s tem elementom (POKORNY 2003; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008; VRBIČ KUGONIČ 2008).

3.3 Svinec (Pb)

3.3 Lead

Vsebnosti Pb v trosnjakih različnih vrst gliv v neonesnaženih območjih ležijo, razen nekaj izjem, v intervalu od 0,5 mg/kg do 5 mg/kg (KALAC 2010). V betičasti prašnici so vsebnosti pogostokrat presegale 10 mg/kg (KALAC / SVOBODA 2000); vsebnosti večje od 5 mg Pb/kg pa so izmerili tudi v veliki tintnici in travniškem kukmaku (MELGER / ALONSO / GARCIA 2009). Mnogo bolj so trosnjaki obremenjeni s Pb v močno onesnaženih območjih, kjer so bile nekatere vsebnosti celo ekstremno velike – od 100 mg/kg do 300 mg/kg (LIUKKONEN-LILJA *et al.* 1983, LEPSOVA / KRAL 1988, KALAC / BURDA / STAŠKOVA 1991).

V preglednici 4 smo primerjali izmerjene vsebnosti Pb v trosnjakih gliv iz Šaleške doline in okolice topilnice svinca (Zgornja Mežiška dolina) z drugimi evropskimi raziskavami. Primerjava vsebnosti iz Šaleške doline jasno

kaže, da Pb v Šaleški dolini ni problematičen (preglednica 4), kar je v skladu z ugotovitvami za travniška in vrtna tla (KUGONIČ / STROPNIK 2001, VRBIČ KUGONIČ 2008), za tkiva srnjadi (JELENKO / POKORNY 2010) ter za druge okoljske segmente (POLIČNIK 2008; POLIČNIK / SIMONČIČ / BATIČ 2008; MAZEJ / AL SAYEGH PETKOVŠEK / POKORNY 2010). Povprečne vsebnosti Pb iz Šaleške doline se za veliko večino vrst uvrščajo v rang, ki je značilen za neonesnažena območja.

Nasprotno od Šaleške doline pa je Zgornja Mežiška dolina zaradi stoletne tradicije rudarjenja in topilniške dejavnosti kljub zmanjšanju emisij v zadnjih dveh desetletjih še vedno izredno obremenjena s svincem (KUGONIČ / POKORNY 2006; POKORNY *et al.* 2009). Vsebnosti Pb večine vrst gliv sodijo v rang vrednosti, značilnih za onesnažena območja (orjaški dežnik: $n = 5$; $\bar{a} = 53,8$ mg/kg; Me = 27,3 mg/kg; brezov turek: $n = 4$; $\bar{a} = 19,9$ mg/kg; Me = 15,6 mg/kg; lijasta lisička: $n = 3$; $\bar{a} = 11,3$ mg/kg; Me = 12,8 mg/kg; užitna sirovka: $n = 3$; $\bar{a} = 7,25$ mg/kg; Me = 7,32 mg/kg; macesnova lupljivka: $n = 4$; $\bar{a} = 6,19$ mg/kg; Me = 5,01 mg/kg; jesenski goban: $n = 8$; $\bar{a} = 5,22$ mg/kg; Me = 4,90 mg/kg) (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008).

Za nekatere vrste gliv je značilno, da so bile izmerjene vsebnosti Pb izrazito velike v močno onesnaženih območjih in značilno manjše v neonesnaženih (rdeča mušnica, jesenski goban, kostanjasti goban, brezov ded, vijoličasta kolesnica, betičasta prašnica, orjaški dežnik). Navedene vrste gliv so lahko kazalniki obremenjenosti okolja s Pb. Istočasno so tudi hiperakumulatorske vrste, ki so pogoste v gozdni krajini in tako primerne za namen bioindikacije. V trosnjakih različnih vrst gobanov, vzorčenih v vplivnem območju topilnice Pb na Češkem, so analizirali razmerje Pb ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) in potrdili, da so trosnjaki gobanov sprejemali Pb, katerega vir je bilo zračno onesnaženje, slednje je bilo zlasti značilno za jesenskega gobana (KOMAREK / CHRASTNY / ŠTICHOVA 2007).

Preglednica 4: Prikaz povprečnih vsebnosti Pb (mg/kg suhe teže) v trosnjakih evropskih vrst gliv v primerjavi s Šaleško in z Zgornjo Mežiško dolino. Puščica označuje s pravilnikom določeno zgornjo mejo vsebnosti Pb (5 mg/kg) (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

Table 4: Review of average Pb levels (mg/kg dry weight) in fruiting bodies of European fungi species and comparison with the Šalek Valley and the Upper Meža Valley. The arrow points at the upper limit of Pb (5 mg/kg) for fungi species according to Slovene legislation (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

↓

VRSTA	Vsebnost Pb (mg/kg) v trosnjakih gliv							
	< 0,5	0,5 – 0,9	1,0 – 1,9	2,0 – 4,9	5,0 – 9,9	10,0 – 19,9	20,0 – 49,0	> 50,0
<i>Agaricus arvensis</i> Poljski kukmak			15, ŠD	22	22	4, 8		
<i>Agaricus campestris</i> Travniški kukmak		ŠD	24	22, 27	22	4, MD		
<i>Agaricus silvicola</i> Hostni kukmak	1			22, ŠD	4			
<i>Amanita muscaria</i> Rdeča mušnica	26	1, 16, ŠD	9, 26	3	MD	11		10+
<i>Amanita rubescens</i> Bisernica	1	24, 26, ŠD	22	9, 22, MD		9		
<i>Amanita spissa</i> Čokata mušnica	1		ŠD					10+
<i>Armillariella mellea</i> Sivorumena mrznicna	ŠD	3, 26	9, 22, 26	3, 11, MD			9+	
<i>Boletus aestivalis</i> Poletni goban		ŠD	22	22	7			
<i>Boletus badius</i> Kostanjasti goban	24, 26		7, 9, 15, 22, 26	3, 8, 22	MD	28	25, 29*	10+
<i>Boletus edulis</i> Jesenski goban	15, 18, 26	16, ŠD	3, 22	8, 22	MD		9+	11+, 25+
<i>Cantharellus cibarius</i> Navadna lisička	18, 26	15, 16, 24, ŠD	16, 22	MD	7			
<i>Clitocybe nebularis</i> Poprhnjena livka			24	ŠD				
<i>Clitocybe odora</i> Janeževa livka		1*	21*	ŠD			MD	
<i>Coprinus atramentarius</i> Prava tintnica		ŠD	16	16		11		
<i>Coprinus comatus</i> Velika tintnica	15	ŠD	1, 16	11, 16, 24, 26	MD			
<i>Cortinarius caperatus</i> Pšenična poprhnjenka	15, 16, ŠD		3					
<i>Gomphidius glutinosus</i> Veliki slinar			21, ŠD		MD			
<i>Hydnum repandum</i> Rumeni ježek	18, 26, ŠD	15, 16, 18	7		MD			
<i>Lactarius deliciosus</i> Užitna sirovka	1, 26	24, ŠD		7, 21	MD			
<i>Leccinum aurantiacum</i> Trepetlikov turek		ŠD	20, 21					
<i>Leccinum scabrum</i> Brezov ded	26	ŠD	3, 8, 9, 22	3, 20, 21, 22	7, 9			10+
<i>Leccinum versipelle</i> Brezov turek	18	ŠD	3			MD		
<i>Lepista nuda</i> Vijoličasta kolesnica			24	21	9, 22	8	MD	9+
<i>Lycoperdon perlatum</i> Betičasta prašnica					1, ŠD	15, 22	8, 22	7+, MD
<i>Macrolepiota procera</i> Orjaški dežnik		16	24	3, 8	15, 22	22	7, 8	7, 11+, MD
<i>Russula cyanoxantha</i> Modrikasta golobica	1	24	22, ŠD	MD	8			
<i>Suillus bovinus</i> Prožna lupljivka			3, ŠD					
<i>Suillus grevillei</i> Macesnova lupljivka			22, ŠD					
<i>Suillus luteus</i> Maslena lupljivka	15		22, ŠD	3, 7, 8, 20, 21				
<i>Suillus variegatus</i> Peščena lupljivka	MD	22	21	3				

S krepkim tiskom so označene raziskave vsebnosti težkih kovin, izmerjene v močno onesnaženih območjih (bližina topilnic, prometnic, velikih mest). Z zvezdico (*) so označene raziskave, ki so bile opravljene v vrsti iz istega rodu, ki je ne navajamo v preglednici. Intervala, v katera sodijo za posamezno vrsto izmerjene vsebnosti Pb v klobukih gliv iz Šaleške doline in iz Zgornje Mežiške doline, sta označena s pripadajočimi črkami ŠD (Šaleška dolina) in MD (Zgornja Mežiška dolina) (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2005; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008). VIRI: 1 – Hrvaška (MANDIĆ *et al.* 1992); 3 – Litva (STANKEVIČIENE 1996a; štirje vojaški poligoni); 4 – Švica, Nizozemska, Španija, Francija (STIJVE / BESSON 1976; bližina urbanih središč); 7 – Slovaška (SVOBODA / ZIMMERMANNNOVA / KALAČ 2000; topilnica

bakra in živega srebra v obdobju 1997/98; +: betičaste prašnice so vsebovale 145 in 223 mg/kg Pb); 8 – Slovaška (KALACĀ *et al.* 1996; topilnica bakra in živega srebra v obdobju 1990/93); 9 – Češka (KALACĀ / BURDA / STAŠKOVA 1991; topilnica svinca; +: v oddaljenosti do 2 km od topilnice so bile izmerjene ekstremno visoke vsebnosti – 167 mg/kg v jesenskem gobanu, do 194 mg/kg v rdečem dežniku, 144 mg/kg v vijoličasti kolesnici in 91 mg/kg v sivorumeni mraznici); 10 – Češka (LEPŠOVA / KRAL 1988; topilnica svinca; +: v oddaljenosti do 1 km od topilnice so bile izmerjene ekstremno visoke vsebnosti – 181 mg/kg v brezovem dedu, 290 mg/kg v kostanjasti polstenki, 370 mg/kg v čokati mušnici, 168 mg/kg v rdeči mušnici in 243 mg/kg v rdečerjavi mlečnici; na oddaljenosti, večji od 4 km od topilnice, so vsebnosti Pb v vseh vrstah upadle na vsebnosti <20 mg/kg); 11 – Finska (LIUKKONEN-LILJA *et al.* 1983; topilnica svinca; +: izmerjene so bile ekstremne vsebnosti, npr. 300 mg/kg v jesenskem gobanu in 170 mg/kg v orjaškem dežniku); 15 – Švedska (JORHEM *et al.* 1994); 16 – Finska (KUUSI *et al.* 1981; neonesnaženo območje v Helsinkih); 18 – Norveška (SORSTAD / STEINNES / BERTHELSEN 2000); 20 – Rusija (BARCAN / KOVNATSKY / SMETANNIKOVA 1998; topilnica niklja in cinka); 21 – Litva (STANKEVIČIENE 1996b; severna Litva); 22 – pregledni članek za vzhodno Evropo (KALACĀ / SVOBODA 2000); 24 – Španija (GARCIA *et al.* 1998; ruralna krajina v različni oddaljenosti od prometnic); 25 – Češka (KOMAREK / CHRASTNLY / ŠTICHOVA 2007; topilnica svinca); 26 – Poljska (RUDAWSKA / LESKI, 2005a, 2005b); 27 – pregledni članek za Evropo (KALACĀ 2010; neonesnaženo območje); 28 – Poljska (MALINOWSKA / SZEFER / FALANDYSZ 2004; različno obremenjena območja na SV delu Poljske); 29 – Slovaška (JAMNICKA *et al.* 2007; topilnica aluminija).

3.4 Arzen (As)

3.4 Arsenic

V večini vrst gliv so vsebnosti As manjše od meje 1 mg/kg, določene s pravilnikom; določene vrste saprofitnih gliv oziroma rodov pa so zmerni akumulatorji (*Agaricus*, *Lepista*, *Lycoperdon*, *Macrolepiota*), medtem ko vijoličasta bledivka spada med hiperakumulatorske vrste, ki akumulirajo izredno velike vsebnosti As (KALACĀ / SVOBODA 2000; VETTER 2004, KALACĀ 2010). V pregledni raziskavi, ki je obravnavala vsebnosti As v trosnjakih 37 vrst gliv iz različnih habitatov na Madžarskem, je bila povprečna vsebnost As v vijoličasti bledivki 59,3 mg/kg (maksimalna izmerjena vsebnost = 146,9 mg/kg) (VETTER 2004). Še večje vsebnosti As v vijoličasti bledivki so bile izmerjene v močno onesnaženem območju – izmerili so celo 1420 mg/kg (LARSEN / HANSEN / GÖSSLER 1998).

Kljub nekoliko manjšemu številu evropskih raziskav o vsebnosti As v trosnjakih gliv, ki jih obravnavamo v članku, je iz preglednice 5 razvidno, da so v Šaleški dolini v mnogih vrstah vsebnosti As med največjimi do sedaj izmerjenimi, kar opozarja na problematiko tega elementa v Šaleški dolini. Kljub razmeroma velikim vsebnostim As v trosnjakih gliv iz Šaleške doline pa le-te niso dosegale največjih doslej poznanih vsebnosti. Največje vsebnosti As smo izmerili v vijoličasti bledivki ($n = 21$; $\bar{a} = 62,0$ mg/kg; $Me = 25,1$ mg/kg), v votlobetni lupljivki ($n = 3$; $\bar{a} = 23,6$ mg/kg; $Me = 24,7$ mg/kg), v hostnem kukmaku ($n = 5$; $\bar{a} = 16,6$ mg/kg; $Me = 9,2$ mg/kg) in v pravi tintnici ($n = 5$; $\bar{a} = 10,2$ mg/kg; $Me = 9,4$ mg/kg); štiri vrste pa ležijo v intervalu od 5 mg/kg do 10 mg/kg (poljski kukmak, vijoličasta kolesnica, senožetna prašnica, poljski dežnik). Zelo veliko vsebnost As smo izmerili tudi v dveh podzemnih trosnjakih zrnate košutnice (*Elaphomyces granulatus*) (58 mg/kg, 62,7 mg/kg) (AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008). Vsebnosti As, izmerjene v trosnjakih iz Zgornje Mežiške doline, se praviloma uvrščajo med vrednosti, ki so značilne za neonesnažena območja, nekoliko večje vsebnosti so bile določene le v vijoličasti bledivki (16 mg/kg).

V preglednici 5 so prikazane celokupne vsebnosti As, sicer pa ločujemo anorganski (arzenit, arzenat) in organski As (arzenobetain). Ob tej priložnosti velja opozoriti, da se anorganske (toksične) oblike As večinoma preoblikujejo v glivah v manj strupene organske oblike (npr. arzenobetain) (SLEKOVEC 1995; ŠLEJKOVEC *et al.* 1997). Zato velike vsebnosti As v večini vrst gliv iz Šaleške doline z ekotoksikološkega vidika niso tako problematične, kot bi se dalo sklepati zgolj na podlagi zakonsko predpisanih vrednosti. Ker so vsebnosti As v tleh Šaleške doline nad slovenskim povprečjem (SVETINA 1999) in prekoračujejo (predvsem na območju Malega in Velikega Vrha, kjer smo zbrali glavno vzorcev gliv) kritične imisijske vrednosti As za tla (VRBIČ KUGONIČ 2008), sklepamo, da so izmerjene vsebnosti As v trosnjakih gliv odsev povečanih vsebnosti v tleh.

4 Zaključki

4 Conclusions

V pričujočem članku smo obravnavali vsebnosti kovin (Cd, Pb, Hg in As) v več kot 30 vrstah gliv z različnih gozdnih rastišč v Evropi in Sloveniji, kjer so bile tovrstne raziskave opravljene v okolici topilnice svinca (Zgornja Mežiška dolina), v okolici največjega termoenergetskega objekta v Sloveniji (Šaleška dolina) ter v bližini rudnika živega srebra (Poljanska dolina). Na podlagi obsežnega pregleda številnih raziskav smo potrdili vlogo gliv kot akumulacijskih bioindikatorjev onesnaženosti gozdnih rastišč in oblikovali naslednje zaključke:

- (i) Vsebnosti Cd, Hg, Pb in As v trosnjakih gliv iz neonesnaženih območij praviloma ležijo v naslednjih intervalih: < 0,5 mg/kg do 5 mg/kg (Cd), < 0,5 mg/kg do 10 mg/kg (Hg), < 0,5 mg/kg do 5 mg/kg (Pb) in < 0,5 mg/kg do 1 (2) mg/kg (As). Izjema so nekatere vrste gliv, ki imajo večji akumulacijski potencial in sprejemajo večje vsebnosti kovin tudi v neonesnaženih območjih. Mnoge med njimi so lahko hiperakumulatorske vrste: jesenski goban

Preglednica 5: Prikaz povprečnih vsebnosti As (mg/kg suhe teže) v trosnjakih evropskih vrst gliv v primerjavi s Šaleško in z Zgornjo Mežiško dolino. Puščica označuje s pravilnikom določeno zgornjo mejo vsebnosti As (1 mg/kg) (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

Table 5: Review of average As levels (mg/kg dry weight) in fruiting bodies of European fungi species and comparison with the Šalek Valley and the Upper Meža Valley. The arrow points at the upper limit of As (1 mg/kg) for fungi species according to Slovene legislation (Ur. l. SFRJ, št. 59/83).

↓

	Vsebnost As (mg/kg) v trosnjakih gliv							
	< 0,5	0,5 – 0,9	1,0 – 1,9	2,0 – 4,9	5,0 – 9,9	10,0 – 19,9	20,0 – 49,0	> 50,0
<i>Agaricus arvensis</i> Poljski kukmak				37	23, ŠD			
<i>Agaricus campestris</i> Travniški kukmak	5, MD		34	37, ŠD				
<i>Agaricus silvicola</i> Hostni kukmak				37	34	ŠD		
<i>Amanita muscaria</i> Rdeča mušnica	3, 23		5, MD	34, ŠD				
<i>Amanita rubescens</i> Rdečkasta mušnica (bisernica)	23, 34, ŠD, MD							
<i>Armillariella mellea</i> Sivorumena mraznica	3, 23, 31, 37, ŠD, MD							
<i>Boletus badius</i> Kostanjasti goban	3, MD	ŠD						
<i>Boletus edulis</i> Jesenski goban	3, 23	MD	5, ŠD					
<i>Boletus luridus</i> Svinjski goban	23		ŠD					
<i>Cantharellus cibarius</i> Navadna lisička	5, 31, 37, ŠD, MD							
<i>Coprinus comatus</i> Velika tintnica		5	MD	ŠD				
<i>Cortinarius caperatus</i> Pšenična poprhnjenka		ŠD	31	3				
<i>Gomphidius glutinosus</i> Veliki slinar	23, ŠD, MD							
<i>Hydnum repandum</i> Rumeni ježek	37, MD	5		ŠD				
<i>Hypholoma capnoides</i> Sivolistna žveplenjača	23, 37	ŠD						
<i>Laccaria amethystina</i> Vijoličasta bledivka						MD	35	6+, 32+, ŠD, 36+, 37+
<i>Lactarius deliciosus</i> Užitna sirovka	5	6, MD	37, 5	ŠD				
<i>Leccinum aurantiacum</i> Trepetlikov turek	20, 31	ŠD						
<i>Leccinum scabrum</i> Brezov ded	3, 20, 31		ŠD					
<i>Leccinum versipelle</i> Brezov turek	3	ŠD, MD						
<i>Lepista nuda</i> Vijoličasta kolesnica		MD			37, ŠD	23		
<i>Lycoperdon excipuliformis</i> Visoka plešivka		34, 37, ŠD						
<i>Lycoperdon perlatum</i> Betičasta prašnica	35	MD		5, 34, ŠD	37, 5			
<i>Lycoperdon utriformis</i> Senožetna plešivka		34	5		ŠD	37, MD		
<i>Macrolepiota procera</i> Orjaški dežnik	3, 23			5, 37, ŠD, MD				
<i>Russula cyanoxantha</i> Modrikasta golobica	5, 23, ŠD, MD							
<i>Sarcodon imbricatum</i> Rjavji ježevec	5, 35		ŠD	MD				
<i>Sparassis crispa</i> Borov glivec	34			ŠD				
<i>Suillus bovinus</i> Prožna lupljivka	5	3, MD	ŠD					
<i>Suillus granulatus</i> Ovčarska lupljivka	23, 37	ŠD						
<i>Suillus luteus</i> Maslena lupljivka	3, 20	ŠD						
<i>Suillus variegatus</i> Peščena lupljivka	3, 31			ŠD				

Skrepkim tiskom so označene raziskave vsebnosti težkih kovin, izmerjene v močno onesnaženih območjih (bližina topilnic, prometnic, velikih mest). Intervala, v katera sodijo za posamezno vrsto izmerjene vsebnosti As v Šaleški dolini in Zgornji Mežiški dolini, sta označena s pripadajočimi črkami ŠD (Šaleška dolina) in MD (Zgornja Mežiška dolina) (AL SAYEGH PETKOVŠEK *et al.* 2002; POKORNY / AL SAYEGH PETKOVŠEK 2005; AL SAYEGH PETKOVŠEK 2008). VIRI: 3 – Litva (STANKEVIČIENE 1996; štirje vojaški poligoni); 5 – Slovenija (BYRNE *et al.* 1976); 6 – Slovenija (BYRNE / DERMEJLJ / VAKSELJ 1979; Pokljuka, okolica Dvora, Slovenske Bistrice in Gorenje vasi; +: v vijoličasti bledivki je bila izmerjena ekstremna vsebnost 186 mg/kg); 20 – Rusija (BARCAN / KOVNATSKY / SMETANNIKOVA 1998; topilnica niklja in cinka); 23 – Madžarska (VETTER 1994; različni habitati; +: v rdečem

dežniku je bila izmerjena povprečna vsebnost 26,5 mg/kg; 31 – Litva (VALIULIS / STANKEVIČIENE / KVIETKUS 1995; neonesnažena območja); 32 – Slovenija (BYRNE / TUŠEK-ŽNIDARIČ 1983; okolica Domžal; +: za 12 vzorcev vijoličaste bledivke je bila izmerjena povprečna vsebnost 95 ± 53 mg/kg, razpon 34–182 mg/kg); 33 – Slovenija (ŠLEJKOVEC *et al.* 1996; kontroliran eksperiment; +: vsebnost 0,11 mg/kg v kontrolnem vzorcu in do 242 ± 8 mg/kg po dodatku 50 mg/kg As(V) v rastni substrat); 34 – Slovenija (ŠLEJKOVEC *et al.* 1997); 35 – Slovenija in Švica (BYRNE *et al.* 1995; +: v bledičasti rdečelistki iz Jure so izmerili vsebnost 37 mg/kg); 36 – (LARSEN/HANSEN/GÖSSLER 1998; +: maksimalna vsebnost v vijoličasti bledivki je bila 1420 mg/kg); 37 – Madžarska (VETTER 2004; + v vijoličasti bledivki so izmerili povprečno vsebnost 59,3 mg/kg, maksimalna vsebnost pa je bila 146,9 mg/kg).

(Cd, Pb), kukmaki (Cd, Hg), rdeča mušnica (Cd, Pb), orjaški dežnik (Hg, Pb), betičasta prašnica (Pb, Hg), vijoličasta kolesnica (Hg) in vijoličasta bledivka (As). Vsebnosti vseh kovin so v trosnjakih obravnavanih vrst bistveno povečane v močno onesnaženih območjih.

- (ii) Vsebnosti kovin v trosnjakih gliv so zelo variabilne, razlikujejo se tako med posameznimi vrstami kot tudi znotraj vrst in so v veliki meri odvisne od vsebnosti kovin v pripadajočem substratu ter njegovih fizikalno-kemijskih lastnosti. Upoštevati moramo, da se vsebnosti kovin v istih vrstah lahko razlikujejo celo na isti lokaciji, saj tla pogostokrat niso homogena. Kljub temu smo z opravljenim pregledom raziskav potrdili, da imajo nekatere vrste bioindikacijski potencial in so uporabni kazalniki za razlikovanje med onesnaženimi ter neonesnaženimi območji (npr. jesenski in kostanjasti goban, orjaški dežnik, velika tintnica, betičasta prašnica in vijoličasta bledivka).
- (iii) V pregledu raziskav smo opazili, da je le malo raziskav usmerjenih k hkratni določitvi vsebnosti kovin v trosnjakih gliv in v pripadajočih substratih. Slednje je nujno za razumevanje fizioloških procesov, ki potekajo pri sprejemu kovin in za ocenitev bioindikacijskega potenciala posameznih vrst gliv. Vsebnosti kovin, ki smo jih obravnavali, so podane kot celokupne vsebnosti, kljub temu da so s toksikološkega vidika pomembne strupene oblike Hg in As. Pomembno je poznati delež metil-Hg in arzenita v celokupni vsebnosti omenjenih kovin, saj je tveganje zaradi prehranjevanja s trosnjaki gliv, ki vsebujejo povečane vsebnosti As in Hg, povezano predvsem z njuno kemijsko obliko. V prihodnje je zagotovo nujno intenzivirati bolj usmerjene raziskave v smislu določanja biokoncentracijski faktorjev (BCF) glede na talne lastnosti in določanja različnih oblik Hg ter As.
- (iv) Primerjava raziskav iz Slovenije z drugimi evropskimi raziskavami je pokazala, da je Zgornja Mežiška dolina obremenjena s Pb in Cd, Šaleška dolina pa z As ter Cd. Vsebnosti Hg v trosnjakih gliv iz Poljanske doline se za večino analiziranih vrst uvrščajo v rang vsebnosti, ki je značilen za območja, zmerno onesnažena s Hg. Na podlagi slednjega predlagamo vzpostavitev biomonitoringa vsebnosti kovin v trosnjakih gliv z drugih degradiranih območij v Sloveniji (npr. Jesenice, Celjska kotlina)

in v tradicionalno nabiralniških območjih (npr. Pokljuka, Smrekovec) oziroma povsod, kjer se trosnjaki gliv intenzivno nabirajo. Iz pregleda raziskav je jasno razvidno, da je v Sloveniji cenjena vrsta gliv (jesenski goban) pogostokrat vrsta, ki ima vlogo hiperakumulatorja in vsebuje povečane vsebnosti kovin celo v neonesnaženih ali zmerno onesnaženih območjih.

5 Summary

Fungi are an exceptionally diverse group, which are ubiquitous in natural environments and play a principal role in the forest ecosystems; they are involved in recycling of energy and nutrients; moreover, they affect plant communities composition through mycorrhizal symbiosis. They act as temporal and spatial connections in forest environment and influence biodiversity, productivity and stability of forest ecosystem. Many species of wild growing fungi possess ability for effective intake and accumulation of several metals in their fruiting bodies. In general, fungi accumulate higher values of trace elements in comparison with plant and animal tissues. On the basis of the presented review focused on Cd, Hg, Pb, and As levels in fruiting bodies of wild growing European species of fungi of forest landscape, the following conclusions can be made:

- (i) The usual reported levels for most species grown in unpolluted areas are in the following ranges: Cd: $< 0,5$ mg/kg – 5 mg/kg dw, Hg: $< 0,5$ mg/kg – 10 mg/kg dw, Pb: $< 0,5$ mg/kg – 5 mg/kg dw, As: $< 0,5$ mg/kg – 1 (2) mg/kg dw, respectively. However, some species accumulated even higher levels; among them, many species have hyperaccumulating ability for various elements: *Boletus edulis* (Cd, Pb), *g. Agaricus* (Cd, Hg), *Macrolepiota procera* (Hg, Pb), *Lycoperdon perlatum* (Pb, Hg), *Lepista nuda* (Hg) and *Laccaria amethystine* (As). It is evident for all analyzed trace elements that values can considerably increase in mushrooms picked in severely polluted areas.
- (ii) Great inter- and intra species variability of metal levels in fruiting bodies was revealed; however, the levels are first of all affected by concentrations of metals in underlying substrate and its soil characteristics. It should be considered that trace

metal levels could differ in fruiting bodies of the same fungal species from the same site, if soils are not homogenous. In spite of this, some fungi species have bioindicative value and are a useful tool for distinguishing between polluted and unpolluted areas.

- (iii) The review revealed that there are insufficient data concerning the relationships between metals present in soil and in the mushroom fruiting bodies. Such data are necessary for understanding the physiological process within metal intake in fruiting bodies and for assessing the bioindicative potential of different fungal species. Furthermore, we presented total amounts of metals, in spite of the fact that from the toxicological point of view it is essential to quantify arsenic and mercury compounds in fruiting bodies, especially arsenite and methyl-Hg, which are toxic. In the future, the studies regarding trace elements levels in fungi should be focused on determination of bioconcentration factors (BCF) in correlation with soil characteristic and determination of organic and inorganic compounds of Hg and As, as well.
- (iv) The comparison of studies performed in Slovenia with other European studies revealed that the Upper Meža Valley is loaded with Pb and Cd and the Šalek Valley with As and Cd; furthermore, the Poljana Valley is moderately loaded with Hg. A monitoring programme of the most problematic trace elements in fruiting bodies should be established in degraded areas (e.g., Jesenice and Celje basin) and traditional fungi picking areas (e.g. Pokljuka, Smrekovec). *Boletus edulis*, which is the most popular fungus in Slovenia, has hyperaccumulating ability; consequently trace metal levels (especially Cd and Pb) are increased even in unpolluted and slightly polluted areas.

6 Zahvala

6 Acknowledgement

Prikazane raziskave o vsebnosti kovin v vplivnem območju Termoelektrarne Šoštanj in v Zgornji Mežiški dolini ne bi bile mogoče brez finančne podpore Termoelektrarne Šoštanj in brez sredstev Javne agencije za raziskovalno dejavnost Republike Slovenije, ki je financirala raziskavo "Glive kot odzivni in akumulacijski bioindikatorji onesnaženosti gozdnih rastišč" (L1-6404-10076-05). Z obremenjenostjo okolja Poljanske doline s težkimi kovinami smo se ukvarjali v projektu, ki ga je financiral Rudnik Žirovski vrh. Vsem financerjem iskrena hvala, saj brez tovrstnega sodelovanja ne bi bilo mogoče opraviti raziskav v takšnem obsegu. Večina kemijskih analiz je bilo opravljena v laboratoriju inštituta ERICo Velenje. Vsem sodelavcem, ki so sodelovali pri vzorčenju, pripravi vzorcev in kemijskih analizah, se za njihovo vestno delo zahvaljujemo.

7 Viri

7 References

- AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / POKORNY B. 2008. Določitev vpliva odlagališč rudniške jalovine Jazbec in hidrometalurške jalovine Boršt na vsebnost izbranih težkih kovin, urana in potomcev njegove razpadne vrste v trošnjakih gliv in gozdnih sadežih – II. faza. Poročilo.- ERICo Velenje DP 1/02/08: 100 str.
- AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / POKORNY, B. / RIBARIČ LASNIK, C. / VRTAČNIK, J. 2002. Vsebnost Cd, Pb, Hg in As v trošnjakih gliv iz gozdnate krajine Šaleške doline.- Zbornik gozdarstva in lesarstva 67: 5-46.
- AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / POKORNY, B. 2006. Glive kot odzivni in akumulacijski bioindikatorji onesnaženosti gozdnih rastišč v Šaleški dolini.- Zbornik gozdarstva in lesarstva 81: 61-71.
- AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. 2008. Glive kot odzivni in akumulacijski bioindikatorji onesnaženosti gozdnih rastišč v Šaleški dolini. Doktorska disertacija.- Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive vire: 251 str.
- ALONSO, J. / SALGRADO, M. J. / GARCIA, M. A. / MELGAR, M. J. 1999. Accumulation of mercury in edible macrofungi: Influence of some factors.- Arch. Environ. Contam. Toxicol. 38: 158-162.
- ATSDR 2005. CERCLA list of priority hazardous substances. Agency for toxic substances and disease registry, www.atsdr.cdc.gov/99list (31.3.2008).
- BARCAN, V. S. / KOVNATSKY, E. F. / SMETANNIKOVA, M. S. 1998. Absorption of heavy metals in wild berries and edible mushrooms in area affected by smelter emissions.- Water, air, soil pollution 103: 173-195.
- BERTOLINO, S. / VIZZINI, A. / WAUTERS, L. A. / TOSI, G. 2004. Consumption of hypogeous fungi by the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in subalpine conifer forests.- Forest ecology and management 202, 1/3: 227-233.
- BYRNE, A. R. / DERMELJ, M. / VAKSELJ, T. 1979. Silver accumulation by fungi.- Chemosphere 10: 815-821.
- BYRNE, A. R. / RAVNIK, V. / KOSTA, L., 1976. Trace element concentration in higher fungi.- Science of the Total Environment 6: 65-78.
- BYRNE, A. R. / ŠLEJKOVEC, Z. / STIJVE, T. / FAY, L. / GÖSSER, W. / GAILER, J. / IRGOLIČ, K. J. 1995. Arsenobetain and other arsenic species in mushrooms.- Appl. Organometal. Chem. 9: 305-313.
- BYRNE, A. R. / TUŠEK-ŽNIDARIČ, M. 1983. Arsenic accumulation in the mushroom *Laccaria amethystina*.- Chemosphere 12: 1113-1117.
- CHUDZYNSKI, K. / FALANDYSZ, J. 2008. Multivariate analysis of element content of Larch Bolete (*Suillus grevillei*).- Chemosphere 73: 1230-1239.
- CIBULKA, J. / ŠIŠAK, L. / PULKRAB, K. / MIHOLOVA, D. / SZAKOVA, J. / FUCIKOVA, A. 1996. Cadmium, lead, mercury and caesium levels in edible mushrooms and forest berries from different localities of the Czech Republic.- Scientia Agriculturae Bohemia 27, 2: 113-129.
- COCCHI, L. / VESCOVI, L. / PETRINI, L.E. / PETRININI, O. 2006. Heavy metals in edible mushrooms in Italy.- Food

- Chemistry 98: 277-284.
- COLLIN-HANSEN, C. / YITTRI, K. E. / ANDERSEN, R. A. / BERTHELSE, B. O. / STEINNES, E. 2002. Mushrooms from two metal-contaminated areas in Norway: Occurrence of metals and metallothionein-like proteins.- *Geochemistry, Exploration, Environment, Analysis* 2: 2074-2076.
- CUNY, D. / van HALUWYV, C. / PESCH, R. 2001. Biomonitoring of trace elements in air and soil compartments along the major motorway in France.- *Water, Air, and Soil Pollution* 125: 273-289.
- DIGHTON, J. 2003. *Fungi in ecosystem processes*.- New York, Basel, Marcel Dekker: 432 str.
- FALANDYSZ, J. / KAWANO, M. / SWIECZKOWSKI, A. / BRZOSTOWSKI, A. / DADEJ, M. 2003. Total mercury in wild-growing higher mushrooms and underlying soil from Wdzydze Landscape Park, Northern Poland.- *Food chemistry* 81: 21-26
- FALANDYSZ, J. / SZYMCZYK, K. / ICHIHASHI, H. / BIELAWSKI, L. / GUCIA, M. / FRANKOWSKA, A. / YAMASAKI, S. 2001. ICP/MS and ICP/AES elemental analyses (38 elements) of edible wild mushrooms growing in Poland.- *Food Additives and Contaminants* 18: 503-513.
- FALANDYSZ, J. / BIELAWSKI, L. 2007. Mercury and its bioconcentration factor in Brown Birch Scaber Stalk (*Leccinum scabrum*) from various sites in Poland.- *Food Chemistry* 105: 635-640.
- FALANDYSZ, J. / CHOJNACKA, A. 2007. Arsenic, cadmium, lead and mercury in Bay Bolete (*Xerocomus badius*) and tolerant limits.- *Roczn. Panstw. Zakl. Hig.* 58: 389-401.
- FALANDYSZ, J. / CHWIR, A. 1997. The concentrations and bioconcentrations factors of mercury and mushrooms from the Mierzeja Wislana sand-bar, Northern Poland.- *The Science of the Total Environment* 203: 221-228.
- FALANDYSZ, J. / FRANKOWSKA, A. / MAZUR, A. 2007. Mercury and its bioconcentration factors in King Bolete (*Boletus edulis* Bull. Fr.).- *Journal of Environmental Science and Health Part B* 42: 1089-2095.
- FALANDYSZ, J. / GUCIA, M. / MAZUR, A. 2007. Content and bioconcentration factors of mercury by Parasol Mushroom *Macrolepiota procera*.- *Journal of Environmental Science and Health Part B* 42: 735-740.
- FISCHER, R. G. / RAPSOMANIKIS, S. / ANDREAE, M. O. / BALDI, F. 1995. Bioaccumulation of methylmercury and transformation of inorganic mercury by macrofungi.- *Environ. Sci. Technol.* 29: 993-999.
- FRÄNZLE, O. 2006. Complex bioindication and environmental stress assessment.- *Ecological Indicators* 6: 114-136.
- GARCIA, M. A. / ALONSO, J. / FERNANDEZ, M. I. / MELGAR, M. J. 1998. Lead content in edible wild mushrooms in north-west Spain as indicator of environmental contamination.- *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34: 330-335.
- GREBENC, T. 2005. Tipi ektomikorize na bukvi (*Fagus sylvatica* L.) v naravnem in gospodarskem gozdu. Doktorska disertacija. – Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Interdisciplinaren podiplomski študij biotehnologije: 174 s.
- GREBENC, T. / ŠTUPAR, B. / KRAIGHER H. 2007. Pomen korenin in mikorize za ponor ogljika.- V: Jurc, M. (ur.), Podnebne spremembe – vpliv na gozd in gozdarstvo, (Strokovna in znanstvena dela, 130. Ljubljana, Oddelek za gozdarstvo: 399-414.
- JAMNICKA, G. / BUČINOVA, K. / HAVROVANOVA, I. / URBAN, A. 2007. Current state of mineral nutrition and risk elements in a beech ecosystem situated near the aluminium smelter in Žiar nad Hronom, Central Slovakia.- *Forest Ecology and management* 248: 26-35.
- JELENKO, I. / POKORNY, B. 2010. Historical biomonitoring of fluoride pollution by determining fluoride contents in roe deer (*Capreolus capreolus* L.) antlers and mandibles in the vicinity of the largest Slovene thermal power plant.- *Science of the Total Environment* 409: 430-438.
- JOHANSON, K. J. / NIKOLOVA, I. / TAYLOR, A.F.S. 2004. Uptake of elements by fungi in the Forsmark area.- Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. Technical Report TR-04-26: 87 str.
- JORHEM, L. / ENGMAN, B. / SUNDSTRÖM, B. / THIM, A. M. 1994. Trace elements in crayfish: regional differences and changes induced by cooking.- *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26: 137-142.
- JORHEM, L. / SUNDSTRÖM, B. 1995. Levels of some trace elements in edible fungi.- *Z. Lebstem. Unters. Forsch.* 201: 311-316.
- KALAIČ, P. / BURDA, J. / STAŠKOVA, I. 1991. Concentration of lead, cadmium, mercury and copper in mushrooms in the vicinity of a lead smelter.- *Science of the Total Environment* 105: 109-119.
- KALAIČ, P. / NIZNANSKA, M. / BEVILAQUA, D. / STAŠKOVA, I. 1996. Concentrations of mercury, copper, cadmium and lead in fruiting bodies of edible mushrooms in the vicinity of a mercury smelter and a copper smelter.- *Science of the Total Environment* 177: 251-258.
- KALAIČ, P. / SVOBODA, L. / HAVLIČKOVA, B. 2004. Contents of detrimental metals mercury, cadmium and lead in wild growing edible mushrooms: A review.- *Energy Education Science and Technology* 13: 31-38.
- KALAIČ, P. / SVOBODA, L. 2000. A review of trace element concentrations in edible mushrooms.- *Food Chemistry* 69: 273-281.
- KALAIČ, P. / ŠLAPETOVA, M. 1997. Mercury contents in fruiting bodies of wild growing edible mushrooms.- *Potrav Vedy* 15: 405-410.
- KALAIČ, P. 2009. Chemical composition and nutrient value of European species of wild growing mushrooms: A review.- *Food Chemistry* 113: 9-16.
- KALAIČ, P. 2010. Trace element content in European species of wild growing edible mushrooms: A review for the period 2000 – 2009.- *Food Chemistry* 122: 2-15.
- KOJO, M. / LODENIUS, M. 1989. Cadmium and mercury in macrofungi – mechanisms of transport and accumulation.- *Angewandte Botanik* 63: 279-292.
- KOMAREK, M. / CHRASTNY, V. / ŠTICHOVA, J. 2007. Metal/metalloid contamination and isotopic composition of lead in edible mushrooms and forest soil originating from a smelting area.- *Environment International* 33: 677-684.
- KRAIGHER, H. / AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. 2011. Mycobioindication of stress in forest ecosystem.- V: Rai, M., Varma, A. (ur.), *Diversity and Biotechnology of Ectomycorrhizae, Soil Biology, Volume 25*. Springer Heidelberg Dordrecht London New York: 301-322.
- KRAIGHER, H. / GREBENC, T. / AL SAYEGH-PETKOVŠEK, S. / PUČKO, M. / VILHAR, U. / VUKOVIĆ, N. /

- ŽELEZNIK, P. / BLEJEC, A. 2003. Growth of roots and mycorrhizae as a tool for bioindication of stress in forest sites.- V: Third International Symposium on Dynamics of Physiological Processes in Woody Roots. Programme and Abstracts. Perth: School of Plant Biology, The University of Western Australia: 79.
- KRAIGHER, H. / PILTAVER, A. / KALAN, P. / MUNDA, A. / RUPEL, M. / AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / TROŠT, T. / VIHAR, U. 2000. Pestrost in pomen biokomponente v gozdnih tleh in rizosferi.- V: Kraigher, H. (ur.). Raziskave gozdnih tal in rizosfere ter njihov vpliv na nekatere fiziološke parametre gozdnega drevja v izbranih gozdnih ekosistemih, sestojnih tipih in razvojnih stadijih gozda (L4-7402). Strokovna in znanstvena dela 118, Gozdarski inštitut Slovenije: 297 str.
- KRAIGHER, H. 2001. Mikorizne glive.- V: Hlad, B., Skoberne, P. (ur.). Pregled stanja biotske raznovrstnosti in krajinske pestrosti v Sloveniji, Ministrstvo za okolje in prostor, Agencija Republike Slovenije za okolje, 1. ponatis: 224 str.
- KUGONIČ, N. / POKORNY, B. 2006. Impact of heavy metal pollution on soils and plants in the vicinity of the abandoned lead smelter in the Upper Meža Valley (Slovenia).- *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 73: 113-119.
- KUGONIČ, N. / STROPNIK, M. 2001. Vsebnosti težkih kovin v tleh in rastlinah na kmetijskih površinah v Šaleški dolini.- Velenje, ERICo Velenje, DP-24/02/01: 164 s.
- KUUSI, T. / LAAKSOVIRTA, K. / LIUKKONEN-LILJA, H. / LODENIUS, M. / PIEPPONEN, S. 1981. Lead, cadmium and mercury contents of fungi in Helsinki area and in unpolluted control areas.- *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 173: 261-267.
- LARSEN, E. H. / HANSEN, M. / GÖSSLER, W. 1998. Speciation and health risk consideration of arsenic in the edible mushroom *Laccaria amethystina* collected from contaminated and uncontaminated locations.- *Applied Organometallic Chemistry* 12: 285-291.
- LEPŠOVA, A. / KRAL, R. 1988. Lead and cadmium in fruiting bodies of macrofungi in the vicinity of a lead smelter.- *Science of the Total Environment* 76: 129-183.
- LEPŠOVA, A. / MEJSTRIK, V. 1988. Accumulation of trace elements in the fruiting bodies of macrofungi in the Krušne Hory Mountains, Czechoslovakia.- *Science of the Total Environment* 76: 117-128.
- LIUKKONEN-LILJA, H. / KUUSI, T. / LAAKSOVIRTA, K. / LODENIUS, M. / PIEPPONEN, S. 1983. The effect of a lead processing works on the lead, cadmium and mercury contents of fungi.- *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 176: 120-123.
- LODENIUS, M. / SOLTANPOUR-GARGARI, A. / TULISALO, E. 2002. Cadmium in forest mushrooms after application of wood ash.- *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 68: 211-216
- MALINOWSKA, E. / SZEFER, P. / FALANDYSZ, J. 2004. Metals bioaccumulation by bay bolete, *Xerocomus badius*, from selected sites in Poland.- *Food Chemistry* 84: 405-416.
- MANDIĆ, M. L. / GRGIĆ, J. / GRGIĆ, Z. / ŠERUGA, M. 1992. The natural levels of aluminium, cadmium and lead in wildlife mushrooms in Eastern Croatia.- *Deutsche Lebensmittel* 88, 3: 76-77.
- MAZEJ, Z. / AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / POKORNY, B. 2010. Heavy metal concentrations in food chain of lake Velenjsko jezero, Slovenia: an artificial lake from mining.- *Arch Environ Contam Toxicol* 58: 998-1007
- MELGAR, M. J. / ALONSO, M. / PEREZ-LOPEZ, M. / GARCIA, M. A., 1998. Influence of some factors in toxicity and accumulation of cadmium from edible wild macrofungi in NW Spain.- *J. Environ. Sci. Health* 33, 4: 439-455.
- MELGER, M. J. / ALONSO, J. / GARCIA, M. A. 2009. Mercury in edible mushrooms and underlying soil: Bioconcentrations factors and toxicological risk.- *Science of the Total Environment* 407: 5328-5334.
- MICHELOT, D. / SIOBUD, E. / DORE, J. C. / VIEL, C. / POIRIER, F. 1998. Update on metal content profiles in mushrooms – toxicological implications and tentative approach to the mechanisms of bioaccumulation.- *Toxicon* 36, 12: 1997-2012.
- MOLINA, R. / PILZ, D. / SMITH, J. / DUNHAM, S. / DREISBACH, T. / O'DELL, T. / CASTELLANO, M. 2001. Conservation and management of forest fungi in the Pacific Northwestern United States: an integrated ecosystem approach.- V: Moore, D., Nauta, M.M., Evans, S.E., Rotheroe, M. (ur.). *Fungal conservation: issues and solutions*. Cambridge, University Press: 19-63.
- NEWBOUND, M. / McCARTHY, M. A. / LEBEL, T. 2010. Fungi in the urban environment: A review.- *Landscape and Urban Planning* 96: 138-145.
- POKORNY, B. / AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. / RIBARIČ LASNIK, C. / VRTAČNIK, J. / DOGANOC, D. Z. / ADAMIČ, M. 2004. Fungi ingestion as an important factor influencing heavy metal intake in roe deer: evidence from faeces.- *Science of the Total Environment* 324: 223-234.
- POKORNY, B. / AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. 2005. Vsebnost težkih kovin v gozdnih sadežih iz Šaleške doline, Zasavja, Zgornje Mežiške doline in Zgornje Savinjske doline.- Zaključno poročilo, ERICo Velenje DP 8/02/05.
- POKORNY, B. / AL SAYEGH PETKOVŠEK, S. 2008. Trosnjaki gliv v prehrani srnjadi in nekaterih drugih vrst prostoživečih prežvekovalcev: rekonstrukcija prehrane na podlagi analiz iztrebkov.- V: Pokorny, B., Savinek, K., Poličnik, H. (ur.), 1. slovenski posvet z mednarodno udeležbo o opravljanju z divjadjo: srnjad. ERICo, d.o.o.: 42-45.
- POKORNY, B. / JELENKO, I. / KIERDORF, U. / KIERDORF, H. 2009. Roe deer antlers as historical bioindicators of lead pollution in the vicinity of a lead smelter, Slovenia.- *Water Air Soil Pollut* 203: 317-324.
- POKORNY, B. 2003. Notranji organi in rogovje srnjadi (*Capreolus capreolus* L.) kot bioindikatorji onesnaženosti okolja z ioni težkih kovin. Doktorska disertacija.- Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 193 str.
- POKORNY, B. 2006. Roe deer (*Capreolus capreolus* L.) antlers as an accumulative and reactive bioindicator of lead pollution near the largest Slovene thermal power plant.- *Veterinarski Arhiv* 76: S131-S142.
- POLIČNIK, H. / SIMONČIČ, P. / BATIČ, F. 2008. Monitoring air quality with lichens: a comparison between mapping in forest sites and in open areas.- *Environmental Pollution* 151: 395-400
- POLIČNIK, H. 2008. Ugotavljanje onesnaženosti zraka s kartiranjem epifitskih lišajev in z analizo akumulacije

- težkih kovin. Doktorska disertacija.- Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 135 str.
- Pravilnik o onesnaževalcih v živilih. Ur. l. RS, št. 69/2003.
- Pravilnik o količinah pesticidov in drugih strupenih snovi, hormonov, antibiotikov in mikotoksinov, ki smejo biti v živilih.- Ur. l. SFRJ, št. 59/83.
- RANDA, Z. / KUČERA, J. 2004. Trace elements in higher fungi (mushrooms) determined by activation analysis.- Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 259: 99-107.
- READ, D.J. 1998. Plants on the web.- Nature, 396: 22-23.
- RIBARIČ LASNIK, C. / ERŽEN, I. / KUGONIČ, N. / POKORNY, B. / KONČNIK, D. / SVETINA, M. / JUSTIN, B. / DRUKS, P. / BOLE, M. / ROŠER DREV, A. / VETRIH, M. / FLIS, J. / KOTNIK, K. / MAVSAR, R. / PAČNIK, L. / SAVINEK, K. 2002. Primerjalna študija onesnaženosti okolja v Zgornji Mežiški dolini med stanji v letih 1989 in 2001.- ERICo Velenje, DP 24/02/02: 720 str.
- RUDAWSKA, M. / LESKI, T. 2005a. Trace elements in fruiting bodies of ectomycorrhizal fungi growing in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in Poland.- Science of the Total Environment 339: 103-115.
- RUDAWSKA, M. / LESKI, T. 2005b. Macro- and microelement contents in fruiting bodies of wild mushrooms from the Notecka forest in west-central Poland.- Food chemistry 92: 499-506.
- SCHMITT, J. A. / MEISCH, H. U. 1985. Cadmium in mushrooms – distribution, growth effects and binding.- Trace elements in medicine 2, 4: 163-166.
- SLEKOVEC, M., 1995. Determination of total arsenic and arsenic compounds in mushrooms.- Dissertation, Graz, Karl-Franzens Universität, 130 s.
- SORSTAD, T.M. / STEINNES, E. / BERTHELSEN, B.O. 2000. Heavy metals in edible wild-growing mushrooms in Norway. - V: Nriagu J. (ed.), 11th Annual international Conference on the heavy metals in the environmental.. Ann Arbor, Michigan: contribution number 1192.
- SOVA, Z. / CIBULKA, J. / SZAKOVA, J. / MIHOLOVA, D. / MADER, D. / REINEROVA, H. 1991. Contents of cadmium, mercury and lead in mushrooms from areas in Bohemia.- Zbornik Agronomicke fakulty v Č. Budejovicich 8: 13-29.
- STANKEVIČIENE, D. 1996a. Mycological and lichenological investigations in the former Soviet military forestries in Lithuania: Heavy metals in macromycetes.- Botanica Lithuanica 2, 4: 379-394.
- STANKEVIČIENE, D. 1996b. Heavy metals in agaricoid fungi growing in north Lithuania.- Botanica Lithuanica, 2(3): 233-234.
- STEGNAR, P. / KOSTA, L. / BYRNE, A. R. / RAVNIK, V. 1973. The accumulation of mercury by, and the occurrence of methyl mercury in, some fungi.- Chemosphere 2: 57-63.
- STEINER, M. / LINKOV I. / YOSHIDA, S. 2002. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystem.- Environmental radioactivity 58: 217-241.
- STIJVE, T. / BESSON, R. 1976. Mercury, cadmium, lead and selenium concentration of mushroom species belonging to the genus *Agaricus*.- Chemosphere 2: 151-158.
- STREIT, B. / STUMM, W. 1993. Chemical properties of metals and the process of bioaccumulation in terrestrial plants.- V: Markert, B. (ur.), Plants as biomonitors: Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft: 31-62.
- SVETINA, M. 1999. Geokemična študija vnosa kadmija v tla v Šaleški dolini. Doktorska disertacija.- Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Oddelek za geologijo: 164 s.
- SVOBODA, L. / HAVLIČKOVA, B. / KALAČ, P. 2006. Contents of cadmium, mercury and lead in edible mushrooms in a historical silver-mining area.- Food Chemistry 96: 580-585.
- SVOBODA, L. / KALAČ, P. 2003. Contamination of two edible *Agaricus* spp. mushrooms growing in a town with cadmium, lead, and mercury.- Bolletín of Environmental Contamination and Toxicology 71: 123-130.
- SVOBODA, L., ZIMMERMANNNOVA, K. / KALAČ, P. 2000. Concentration of mercury, lead and copper in fruiting bodies of edible mushrooms in an emission area of a copper smelter and a mercury smelter.- Science of Total Environment 246: 61-67.
- ŠLEJKOVEC, Z. / BYRNE, A. R. / GOESSLER, W. / KUEHNELT, D. / IRGOLIČ, K. J. / POHLEVEN, F. 1996. Methylation of arsenic of *Pleurotis* sp. and *Agaricus placomyces*.- Acta Chim. Slovenica 43: 269-283.
- ŠLEJKOVEC, Z. / BYRNE, A. R. / STIJVE, T. / GÖSSER, W. / GAILER, J. / IRGOLIČ, K. J. 1997. Arsenic compounds in higher fungi.- Appl. Organometal. Chem. 11: 673-682.
- VALIULIS, D. / STANKEVIČIENE, D. / KVIETKUS, K. 1995. Metal accumulation in some fungi species growing in Lithuania.- Atmospheric Physics 17: 47-51.
- VETTER, J. 1994. Data on arsenic and cadmium contents of some common mushrooms.- Toxicon 32:11-15.
- VETTER, J. 2004. Arsenic content of some edible mushroom species.- European Food Research and Technology 219: 71-74.
- VODNIK, D. 1998. Vloga mikorize pri fitotoksičnem vplivu svinca. Doktorska disertacija.- Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 146 str.
- VRBIČ KUGONIČ, N. 2008. Privzem kovin pri izbranih rastlinskih vrstah na območjih obremenjenih z energetsko in topilniško dejavnostjo. Doktorska disertacija.- Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Podiplomski študij bioloških in biotehniških znanosti: 98 str.
- WHO/FAO 1972. Evaluation of certain food additives and contaminants: Sixteenth Report.- Geneva, FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.
- WHO/FAO 1989. Evaluation of certain food additives and contaminants: Thirty-third report.- Geneva, WHO Technical Report Series, 77.
- WHO/FAO 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants.- Geneva, WHO Technical Report Series, 837.
- WONDRATSCHEK, I. / RÖDER, U. 1993. Monitoring of heavy metals in soils by higher fungi.- V: Markert, B. (ur.). Plants as biomonitors: Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft, s. 345-364.
- YTTRI, K. E. / ANDERSEN, R. A. / BERTHELSEN, B. O. / COLLIN-HANSEN, C. / STEINNES, E. 2000. Mushrooms from a Cd and Zn contaminated spruce forest: Occurrence of heavy metals and heavy metal binding proteins.- V: Nriagu, J. (ur.), 11th Annual international conference on the heavy metals in the environmental. Ann Arbor, University

of Michigan, Contribution number 1385.

ZABOWSKI, D. / ZASOSKI, R. J. / LITTKE, W. / AMMIRATI, J. 1990. Metal content of fungal sporocarps from urban, rural and sludge-treated sites.- J. Environ. Qual. 19: 372-377.

ZURERA-COSANO, G. / RINCON-LEON, F. / MORENO-ROJAS, R. / SAMERON-EGEA, J. / POZOROLA, R. 1988. Mercury concentrations in different species grow in Spain.- Journal of food protection 51: 205-207.