

PREHOD KOVIN IZ TAL V TKIVA IZBRANIH VRST PROSTOŽIVEČIH ŽIVALI: PRIMER VELIKEGA VRHA

TRANSFER OF METALS FROM SOIL TO TISSUES OF SELECTED FREE-LIVING ANIMALS: A CASE STUDY FOR VELIKI VRH

Samar AL SAYEGH PETKOVŠEK¹, Nataša KOPUŠAR², Boštjan POKORNY³, Davorin TOME⁴, Boris KRYŠTUFEK⁵

(1) Eurofins ERICo Velenje, Inštitut za ekološke raziskave d.o.o., Koroška cesta 58, 3320 Velenje, Slovenija; samar.petkovsek@erico.si

(2) Eurofins ERICo Velenje, Inštitut za ekološke raziskave d.o.o., Koroška cesta 58, 3320 Velenje, Slovenija; natasa.kopusar@erico.si

(3) Eurofins ERICo Velenje, Inštitut za ekološke raziskave d.o.o., Koroška cesta 58, 3320 Velenje, Slovenija; Visoka šola za varstvo okolja, Trg mladosti 7, 3320 Velenje, Slovenija; Gozdarski inštitut Slovenije, Večna pot 2, 1000 Ljubljana; bostjan.pokorny@erico.si

(4) Nacionalni inštitut za biologijo, Večna pot 111, 1000 Ljubljana, Slovenija; davorin.tome@nib.is

(5) Prirodoslovni muzej Slovenije, Prešernova 20, 1000 Ljubljana, Slovenija; bkrystufek@pms-lj.si

IZVLEČEK

V raziskavi smo analizirali prenos kovin iz gozdnih in travniških tal v male sesalce (rumenogrla miš, gozdna in poljska voluharica), veliko sinico in lisico, ki živijo na območju Velikega Vrha. Hkrati smo ocenili tveganje za te organizme na podlagi primerjave določenih vsebnosti v rastlinskih in živalskih tkivih s kritičnimi ter dopustnimi vsebnostmi in izračunom kvocienta tveganja (HQ) na podlagi vnosa kovin s prehrano. Izjema je bila velika sinica, ki smo jo pri izračunu HQ nadomestili s kosom, ki se pogosto prehranjuje z deževniki. Ugotovili smo, da so gozdni in travniški ekosistemi na območju Velikega Vrha, ki je bil zlasti v preteklosti izpostavljen velikim izpustom iz Termoelektrarne Šoštanj, zmerno obremenjeni s Pb (gozdna tla, živalska tkiva), Hg (gozdna tla, živalska tkiva) in Cd (travniška tla, korenine trav, detelj in zeli). Vendar tveganja za prostoživeče živali (navadna lisica, rumenogrla miš, poljska in gozdna voluharica) in deževnike nismo ugotovili, saj so bile določene vsebnosti Hg, Pb in Cd nižje od kritičnih (mali sesalci, lisica) oziroma letalnih (smrtnih) vsebnosti (deževniki). Obstaja pa verjetnost za tveganje zaradi vnosa Hg v lisico prek gozdne voluharice in zaradi vnosa Pb v kosa prek deževnikov, vendar samo v primeru, če bi ta prehranska vira sestavljala vsaj polovico diete omenjenih organizmov.

Gljučne besede: kovine, termoelektrarna, Hg, Pb, mali sesalci, velika sinica, ocena tveganja

ABSTRACT

We studied transfer of metals from soil to tissues of selected free-living animals: small mammals (*Myodes glareolus*, *Microtus arvalis*, *Apodemus flavicollis*), *Parus major* and red fox (*Vulpes vulpes*), inhabiting Veliki Vrh, Slovenia. At the same time, we assessed the risk for these organisms on the basis of comparison with metal levels in plant and animal tissues to effect concentrations for liver, critical levels of metals, defined in Slovene legislation and Hazard Quotient calculation. The exception was *Parus major*. This passerine bird was replaced with *Turdus merula* which feeds on earthworms. Our results show that meadow and forest ecosystems at Veliki Vrh, which was exposed (especially in the past) to high levels of pollutants (including metals) from thermal power plant, are moderately polluted with Pb (forest soil, animal tissues), Hg (forest soil, animal tissues) and Cd (meadow soil, roots of grass and clovers). Nevertheless, the risk for selected free-living animals was in general insignificant, since the levels of Hg, Pb and Cd were below critical (small mammals, red fox) and lethal levels (earthworms). However, there is a probability of risk due to the intake of mercury in red fox through *Myodes glareolus* and of Pb in *Turdus merula* through earthworms, if these food sources would constitute at least half of the diet of these organisms.

Key words: metals, Thermal Power Plant, Hg, Pb, small mammals, *Parus major*, risk assessment

GDK 114.268:148.2+149(045)=163.6

DOI 10.20135/ASetL.114.1

Prispelo / Received: 20. 7. 2017

Sprejeto / Accepted: 29. 9. 2017

1 UVOD

1 INTRODUCTION

Izpusti iz termoelektrarnih objektov so vir onesnažil, ki se lahko kopičijo v vseh okoljskih segmentih (Mandal in Sengupta, 2006; Al Sayegh Petkovšek, 2013; Kabir in sod., 2012; Banerjee in sod., 2015; Chesoh in Lim, 2015). Med onesnažili je posebna pozornost namenjena kovinam, ki so predmet pričujoče raziskave.

Kovine so uvrščene v sam vrh najbolj nevarnih snovi zaradi strupenosti, sposobnosti kopičenja v prehranjevalnih verigah in dolgoživosti v okolju (ATSDR, 2013). Tako je npr. arzen (As) uvrščen na prvo, svinec (Pb) na drugo, živo srebro (Hg) na tretje in kadmij (Cd) na sedmo mesto seznama nevarnih snovi visoke prioritete (*ibid.*). Kovine lahko prehajajo iz tal prek prehranjevalnih verig v tkiva prostoživečih živali, med katere uvr-

ščamo tudi male sesalce, zveri in ptice pevke (Bennet in sod., 2007; Sneddon in sod., 2009; Van der Brink in sod., 2010; Al Sayegh Petkovšek in sod., 2015).

Mali sesalci (npr. rumenogrļa miš *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834)), gozdna voluharica *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) in poljska voluharica *Microtus arvalis* (Pallas, 1779)) se pogosto uporabljajo v ekotoksikoloških študijah in biomonitoringih (Pankakovski in sod., 1994; Stanley in Rosce, 1996; Hamers in sod., 2006; Bennet in sod., 2007; Marques in sod., 2007; Lavengood in Heske, 2008; Wijnhoven in sod., 2008; Martiniakova in sod., 2010a, b; Salinska in sod., 2012; Sanchez-Chardi in Nadal, 2007; Sanchez-Chardi in sod., 2007a, 2007, 2009, 2013; Tête in sod., 2014; Al Sayegh Petkovšek in sod., 2010a, 2014, 2015). Za tovrstne raziskave so mali sesalci primerni zaradi številnih lastnosti: vsebnosti onesnažil v njihovih tkivih so odsev izpostavljenosti onesnažilom, so splošno razširjeni, njihov življenjski prostor je omejen, imajo ustaljene prehranske navade, rodnost je velika in jih je enostavno vzorčiti (Sánchez-Chardi in sod., 2007; Levengood in Heske 2008). Zaradi majhne telesne teže in visokega metabolizma so bolj izpostavljeni onesnažilom kot večji sesalci (Shore in Rattner 2001; Damek-Poprawa in Sawicka-Kapusta, 2003, 2004). Hkrati so mali sesalci vmesna stopnja med nižjimi in višjimi trofičnimi nivoji, saj so pomembni v prehrani mesojedih ptic in sesalcev (npr. Reinecke in sod., 2000; Sánchez-Chardi in Nadal, 2007; Levengood in Heske, 2008; Wijnhoven in sod., 2008), kamor uvrščamo tudi red zveri, vključno z navadno lisico (*Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758)).

Ptice so pomemben in pogosto uporabljen kazalec onesnaženosti in sprememb v okolju (Eans in sod., 1999; Dmowski, 2000; Becker, 2003; Dauwe in sod., 2004; Roodbergen in sod., 2008; Gomez-Ramirez in sod., 2014). Ptice pevke so uporabni kazalci točkovnih virov onesnaženja v kopenskih ekosistemih in za ocenitev okoljskih tveganj (Dauwe in sod., 2003, 2004; Scheifler in sod., 2006). Še posebej primerna je velika sinica *Parus major* (Linnaeus, 1758), ki je pogosta vrsta, ki se prehranjuje na majhnem območju in jo je razmeroma lahko ujeti. Vsebnosti kovin v perju so praviloma odsev koncentracij kovin v krvi v kratkem obdobju rasti peres, ko so le-ta v stiku s krvožilnim sistemom. Kovine v krvožilje vstopajo prek vnosa s prehranskimi viri ali s sproščanjem iz notranjih organov (Burger, 1993; Costa in sod., 2013).

Tudi z določitvijo vsebnosti kovin v različnih tkivih/vzorcih (npr. jetra, ledvice, mišice, dlaka) lisice ocenjujemo obremenjenosti okolja s kovinami (Dip in sod., 2001; Hoekstra in sod., 2003; Millán in sod., 2008; Bilandžić in sod., 2010; Dobrzański in sod., 2014). V

zadnjem obdobju so slednje ocenjevali v urbanih, suburbanih in ruralnih območjih na Hrvaškem (Bilandžić in sod., 2010) in Poljskem (Dobrzański in sod., 2014).

Namen raziskave je bil ovrednotiti prenos kovin iz gozdnih in travniških tal z območja Velikega Vrha, izpostavljenega emisijam iz Termoelektrarne Šoštanj (TEŠ), v rastlinska ter živalska tkiva (mali sesalci, ptice pevke, navadna lisica). Sočasno smo ocenili tveganje, ki jih s kovinami obremenjena tla predstavljajo za te organizme. Veliki Vrh leži v neposredni bližini TEŠ, ki je v preteklosti izpustila v okolje velike količine plinastih onesnažil in prahu. Pred postavitvijo čistilnih naprav so bile letne emisije žveplovega dioksida zabeležene v intervalu od 123.382 t (1983) do 80.516 t (1995), emisije prahu pa od 3.151 t (1980) do 8.121 t (1993) (Al Sayegh Petkovšek, 2013). Po postavitvi čistilnih naprav v letih 1995 in 2000 so se emisije SO₂ in prahu bistveno zmanjšale; v letu 2012 je TEŠ v zrak izpustila 3.998 t SO₂ in 227 t prahu (Agencija RS za okolje, 2017). Poleg plinastih onesnažil je bilo po nekaterih ocenah v obdobju 1980–2006 v zrak emitiranih 22,7 t Pb, 0,26 t Cd, 0,3 t Hg, 5,1 t As in 299 t Zn na leto (Pokorny, 2003; Poličnik, 2008). Posledično so se kovine kopičile v različnih okoljskih segmentih in še posebej na hribovitem obrobju Šaleške doline, kjer leži tudi Veliki Vrh (Pokorny, 2003; Poličnik, 2008; Vrbič Kugonič, 2009; Jelenko in Pokorny, 2010; Al Sayegh Petkovšek in Pokorny, 2013). Biomonitoring gozdnega ekosistema, kjer so opravljali meritve vsebnosti žvepla, antioksidantov in pigmentov v iglicah smreke v daljšem časovnem obdobju (1991 do 2008), je pokazal, da je območje Velikega Vrha najbolj izpostavljeno izpustom iz TEŠ (Al Sayegh Petkovšek, 2008; Al Sayegh Petkovšek, 2013).

V sklopu raziskave smo testirali hipoteze, da so (i) izpusti iz termoelektrarne izvor kovin v tleh; (ii) vsebnosti kovin v talnih, rastlinskih in živalskih vzorcih z območja Velikega Vrha večje v primerjavi z referenčnim območjem; (iii) gozdna in travniška tla na območju Velikega Vrha različno obremenjena s kovinami, kar se kaže v vsebnostih izmerjenih kovin v jetrih malih sesalcev, vzorčenih na obeh območjih; (iv) kovine lahko prehajajo iz gozdnih in travniških tal v tkiva prostoživečih živali prek prehranskih virov, kar lahko pomeni tveganje zanje.

2 MATERIAL IN METODE DELA

2 MATERIAL AND METHODS

2.1 Opis območja raziskave

2.1 Study area

Raziskovalno območje smo izbrali na Velikem Vrhu v Šaleški dolini, ki leži v severnem delu osrednje Slovenije. Veliki Vrh doseže nadmorsko višino 560 m in je od TEŠ oddaljen 2,5 km JZ. Geološka podlaga je meša-

na, prevladuje pa silikatna matična kamnina. Raziskovalno območje smo razdelili na dve ploskvi (slika 1). Prvo ploskev smo izbrali v gozdnem sestoju. V združbi acidofilnega bukovega gozda s kostanjem (*Castanea-Fagetum sylvaticae* (Mar. & Zup. 79) Mar. & Zup.) je najpogostejša drevesna vrsta bukev (*Fagus sylvatica* L.), pogosteje se pojavljata graden (*Quercus petraea* (Matuschka) Liebel.), rdeči bor (*Pinus sylvestris* L.), pravi kostanj (*Castanea sativa* Mill.) in smreka (*Picea abies* (L.) Karst.). Druga raziskovalna ploskev (travnik) na območju Velikega Vrha je bila izbrana v okolici avtomatske merilne postaje TEŠ (postaja ANAS) v okolici kmetije Pusovnik (slika 1).

Referenčno, neonesnaženo območje smo izbrali v Krajinskem parku Logarska dolina, kjer ni velikih virov kovin (Agencija RS za okolje, 2017). Logarska dolina leži v Kamniško-Savinjskih Alpah, raziskovalno območje pa leži v osrednjem delu doline (Polanc), kjer so se razvila evtrična rjava tla na moreni in pobočnem grušču. Raziskovalni območji smo izbrali v mešanem

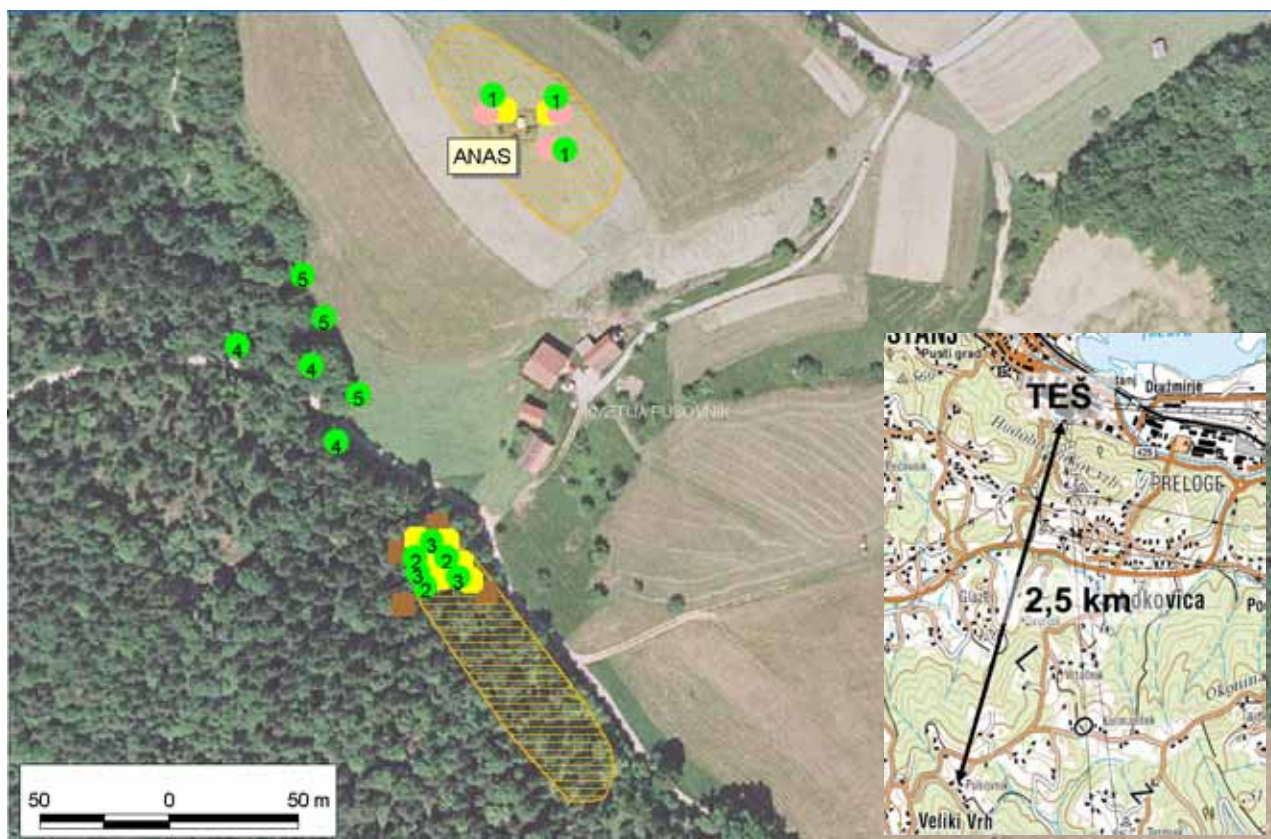
gozdu, kjer uspeva sekundarni smrekov gozd na rastišču *Anemone-Fagetum* (Gerl, 2004), in na travniku ob gozdnem robu.

2.2 Vzorčenje

2.2 Sampling procedure

Talne, rastlinske in živalske vzorce smo na območju Velikega Vrha in referenčnega območja (Logarska dolina, Polanc) vzorčili v obdobju od leta 2011 do leta 2014 (preglednica 1; slika 1). Talne vzorce smo vzorčili jeseni 2011, upošteva je ustrezen standard (ISO/DIS 1031-1-6) in zakonodajo (Pravilnik o obratovalnem monitoringu tal pri vnosu nevarnih snovi in rastlinskih hranil v tla (Ur. l. RS, št. 55/97)). Vzorčenje gozdnih tal smo opravili v dveh globinah (0-6 cm in 6-12 cm), vzorčenje travniških tal pa v globini od 0-12 cm.

Združen vzorec trav, detelj in zelišč smo vzorčili poleti 2012 na treh lokacijah posameznega raziskovalnega območja in vzorce razdelili na nadzemni del in korenine. Dodatno smo v letih 2013 in 2014 vzorčili plo-



Slika 1: Karta raziskovalnega območja v okolici Termoelektrarne Šoštanj (TEŠ) (Veliki Vrh) z vzorčnimi mesti za tla (rumena barva), rastline (zelena barva) in deževnike (rdeča barva). Z rjavo barvo so označene lokacije, kjer smo namestili gnezdilnice, in z rumeno šrafuro območji, kjer smo namestili pasti za male sesalce. Rastlinski vzorci so označeni s številkami: združen vzorec trav, detelj in zelišč (1), navadna borovnica (2), orlova praprot (3), bukev – plod (4) in črni bezeg – plod (5).

Fig. 1: Map of study area in the vicinity of the Šoštanj Thermal Power Plant (TEŠ) (Veliki Vrh) and sampling sites for soil (yellow colour), plants (green colour), earthworms (red colour) and nestlings (brown colour). Areas, where traps for small mammals were set, are highlighted in yellow hatching pattern. Plant samples are marked with figures: composite samples of grass and clovers (1), *Vaccinium myrtillus* (2), *Pteridium aquilinum* (3), *Fagus sylvatica* – fruits (4) and *Sambucus nigra* – fruits (5).

dove in liste grmovnih ter drevesnih vrst. Rastlinske vzorce smo v plastičnih vrečkah prenesli v laboratorij.

Na izbranih lokacijah za analizo tal na travniku na območju Velikega Vrha in referenčnega območja (Logarska dolina – Polanc), oziroma v neposredni bližini, smo vzorčili deževnike v letu 2012. Na vsaki lokaciji smo vzorčili dva do pet vzorcev tal (50 x 50 x 25 cm globoko). Na terenu smo vzorce pregledali, ročno pobrali posamezne deževnike in jih za vsako lokacijo združili v skupen vzorec (po trije skupni vzorci z Velikega Vrha oziroma z referenčnega območja) (preglednica 1). V laboratoriju smo deževnike sprali z destilirano vodo in jih določili z uporabo ustrezne literature (Mršič, 1997). V talnih vzorcih z Velikega Vrha smo določili štiri vrste (*Aporrectodea rosea*, *Dendrobaena octaedra*, *Eisenia fetida*, *Lumbricus rubellus*) in v talnih vzorcih z refe-

renčne lokacije pet vrst deževnikov (*Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea smaragdina*, *Dendrobaena octaedra*, *Lumbricus rubellus*, *Octodrilus complanatus*). Po opravljeni vrstni določitvi smo deževnike pustili stradati teden dni v hladilniku, jih večkrat sprali z destilirano vodo, da smo odstranili izločke, in nato zamrznili.

Na območju Velikega Vrha in referenčnega območja smo vzorčili male sesalce na gozdni ploskvi in na bližnjem travniku julija in avgusta 2012. Pasti smo nastavili v popoldanskem času in jih pregledali naslednje jutro. Ujete male sesalce smo določili do vrste na terenu in jih nato prenesli v laboratorij. V laboratoriju smo posameznim osebkom odstranili jetra, jih stehali in zamrznili. Vzorce jeter navadne lisice smo pridobili v sklopu rednega odstrela navadnih lisic na območju Velikega Vrha v letu 2012.

Preglednica 1: Število vzorcev glede na tipe/vrste, vzorčene na območju Velikega Vrha in referenčnega območja (Logarska dolina, Polanc)

Table 1: Number of samples per species/type of samples from Veliki Vrh and the reference area (Logar Valley, Polanc)

Slovensko ime/ vrsta vzorca	Latinsko ime	Lokacija	Veliki Vrh	Logarska dolina
TALNI VZORCI				
Talni vzorci (0-6 cm)	/	gozd	6	3
Talni vzorci (6-12 cm)	/	gozd	6	3
Talni vzorci (0-12 cm)	/	travnik	5 ^a	3
RASTLINSKI VZORCI (korenine, nadzemni del, plodovi)				
Brogovita: plod	<i>Viburnum opulus</i> L.	gozd	0	3
Bukev: plod	<i>Fagus sylvatica</i> L.	gozd	3	0
Črni bezeg: plod	<i>Sambucus nigra</i> L.	gozd	3	3
Mokovec: plod	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	gozd	0	3
Navadna borovnica	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	gozd	3	0
Orlova praprotn	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn.	gozd	3	0
Ostrolistni javor: plod	<i>Acer platanooides</i> L.	gozd	0	3
Rdeči dren: plod	<i>Cornus sanguinea</i> L.	gozd	0	3
Združen vzorec trav, detelj, zeli ^b	/	travnik	6	6
ŽIVALSKI VZORCI (deževniki, jetra, repna peresa)				
Gozdna voluharica	<i>Myodes glareolus</i> (Schreber, 1780)	gozd + travnik	3 + 1	15 + 0
Ilirska voluharica	<i>Microtus liechtensteini</i> (Wettstein, 1927)	gozd	0	2
Navadna lisica	<i>Vulpes vulpes</i> L.	gozd	3	0
Poljska voluharica	<i>Microtus arvalis</i> (Pallas, 1779)	travnik	4	0
Rumenogrta miš	<i>Apodemus flavicollis</i> (Melchior, 1834)	gozd + travnik	15 + 15	13 + 0 ^c
Velika sinica	<i>Parus major</i> Linnaeus, 1758	gozd	4	15 ^d
Združen vzorec deževnikov	/	travnik	3	3

Opombe: ^a: Med talne smo vključili tudi vzorce, ki so 400 m oddaljeni od postaje ANAS. ^b: Analizirali smo posebej korenine in nadzemni del; pri ostalih vzorcih smo analizirali nadzemni del oziroma liste oziroma plodove, kjer je tako navedeno. ^c: Na območju Logarske doline (lokacija Polanc) smo vse male sesalce ujeli na gozdni ploskvi. ^d: V vzorec smo vključili tudi vzorce z drugih referenčnih območij (Krim, Pohorje).

Notes: ^a: Soil samples, which were more distant (400 m from ANAS station), were also included. ^b: Roots and above-ground parts were analysed separately; in other samples we analysed only the above-ground parts or fruits, where so indicated. ^c: All small mammals from the reference area (Logar Valley, Polanc) were captured on forest plot. ^d: Samples from other reference locations were also included (Krim, Pohorje).

Štiri (Veliki Vrh) oziroma osem gnezdilnic (referenčno območje) smo namestili na drevesa gozdnih ploskev. Med vzorce z referenčne lokacije (Logarska dolina) smo vključili tudi vzorce z drugih referenčnih območij (Krim, Pohorje). V spomladanskem obdobju v letih od 2011 do 2014 smo vzorčili repna peresa 8-12 dni starih mladičev velike sinice (*Parus major* L.). Repna peresa iz ene gnezdilnice smo združili v skupen vzorec, ki smo ga shranili na $T = -2$ °C.

2.3 Kemijske analize

2.3 Chemical analyses

Sveže vzorce tal smo posušili na temperaturi do 36 °C, homogenizirali in presejali skozi plastično sito, velikosti por 2 mm. Rastlinske vzorce smo sušili v sušilniku pri 28 °C do konstantne teže. Talne, rastlinske in živalske vzorce smo homogenizirali z visokofrekvenčnim mlinčkom s keramičnim nožem (Büchi-Mixer B-400). Nato smo vse obravnavane vzorce razkrojili v mikrovalovni napravi (Milestone Ethos Plus; masa vzorca okoli 0,5 g; reagent: 10 ml ultračiste HNO_3 z dodatkom KMnO_4 ; $T_{\text{max}} = 180$ °C) in v njih določili vsebnosti kovin (vsi vzorci) in celokupnega žvepla (S) (gozdna tla). Določili smo vsebnosti arzena (As), svinca (Pb), kadmija (Cd), bakra (Cu), cinka (Zn) in molibdena (Mo) z metodo induktivno sklopljene plazme z masnospektrometrično detekcijo (ICP-MS; Hewlett Packard) ter vsebnosti Hg s hidridno tehniko na atomskem absorpcijskem spektrometru (Perkin Elmer SIMAA 6000). Celotno žveplo v gozdnih tleh smo analizirali z elementnim analizatorjem ELTRA CHS 580 s sežigom vzorca v toku kisika in detekcijo z IR-celico.

Vsi vzorci so bili analizirani v ERICovem laboratoriju. Pri analizah smo uporabili standardne referenčne materiale za tla (NIST SRM 2711, *Montana Soil*), rastlinska tkiva (IAEA-336, Trace and minor elements in Lichens) in živalska tkiva (BCR 185, bovine liver). Vsebnosti kovin v tleh, rastlinah, deževnikih in perju velike sinice smo izrazili v mg / kg suhe teže snovi, vsebnosti kovin v jetrih pa v mg / kg sveže teže. Količino celotnega žvepla (S) v gozdnih tleh z območja Velikega Vrha smo prikazali v %.

2.4 Statistične analize, izračun BCF in kvocienta tveganja (HQ)

2.4 Statistical analyses, BCF and risk assessment calculation (HQ)

Vse statistične analize smo opravili z uporabo programskega paketa *Statistica for Windows 7.1* (STATSOFT, 2006). Parametrični t test smo uporabili za analizo razlik v vsebnosti kovin med zgornjim in spodnjim slojem gozdnih tal. Razlike v vsebnostih kovin v talnih,

rastlinskih in živalskih vzorcih na območju Velikega Vrha in referenčnega območja in med obema raziskovalnima ploskvama (gozd, travnik) na Velikem Vrhu smo testirali z neparametričnim Mann-Whitney U-testom. Kot statistično značilno smo privzeli rezultate, pri katerih je bila velikost statističnega tveganja $p < 0,05$. Z izračunom biokoncentracijskega faktorja (BCF), ki podaja razmerje med vsebnostjo kovin v deževnikih oziroma v rastlinskih vzorcih in tleh, smo ocenili kopičenje posameznih kovin, ki se pojavi, ko je $\text{BCF} > 1$.

Oceno tveganja za izbrane organizme, ki jo podaja kvocient tveganja (HQ: *Hazard Quotient*), smo prikazali na podlagi dnevnega sprejema kovin (EDI: *estimated daily intake*) prek hrane (EDI_f), izraženo v mg/kg. EDI je izračunan glede na izmerjene vsebnosti kovin v prehranskih virih (C_i : *concentration of contaminant in food type i*) (mg/kg), količino hrane, ki jo zaužije osebek (IRi: *ingestion rate*) (kg/dan), biodostopnost elementa (RAFi: *relative absorption rate*) in povprečno težo organizma (BW: *body weight*), izraženo v kg (povzeto po Bennet in sod., 2007; Kaufman in sod., 2007).

$$\text{EDI}_f = \sum (C_i \times \text{IR}_i \times \text{RAFi}) / \text{BW}$$

HQ je kvocient, ki se izračuna kot celoten dnevni sprejem kovin prek hrane (f), deljen s TDI (dopusten dnevni vnos za posamezno kovino), ki ga enačimo z LOAEL (*lowest observed adverse effect level*), ali najnižja koncentracija kovine, pri kateri je že opazen učinek na izbrani organizem) (Sample in sod., 1996).

$$\text{HQ} = \text{EDI}_f / \text{TDI}$$

3 REZULTATI IN RAZPRAVA

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Vsebnosti kovin v talnih, rastlinskih in živalskih vzorcih

3.1 Metal levels in soil, plant and animal samples

3.1.1 Vsebnosti kovin v talnih vzorcih

3.1.1 Metal levels in soil samples

V gozdnih tleh z Velikega Vrha smo določili povečane vsebnosti As (prekoračena opozorilna imisijska vrednost v obeh globinah), Pb (prekoračeni mejna in opozorilna imisijska vrednost) in Hg (prekoračena mejna imisijska vrednost), v travniških tleh pa povečani vsebnosti As in Cd (prekoračeni mejni imisijski vrednosti) (Uradni list RS, št. 68/1996) (preglednica 2). Vsebnosti Pb, Hg, Zn, Cu in Mo so bile statistično značilno večje v primerjavi z referenčno lokacijo (primerjava, opravljena za gozdna tla) (preglednica 3). Zlasti

Preglednica 2: Vsebnosti kovin (mg/kg suhe teže) in celotnega žvepla (%) v talnih vzorcih, vzorčenih na gozdni in travniški ploskvi na Velikem Vrhu

	Pb	Cd	Hg	Zn	Cu	Mo	As	S
	85 ^a 100 ^b 530 ^c	1 2 12	0,8 2 10	200 300 720	60 100 300	10 40 200	20 30 55	/
GOZDNA TLA								
0 – 6 cm	175 ± 22,0 ^d (159 – 201)	0,35 ± 0,24 (0,25 – 0,85)	1,08 ± 0,06 (1,02 – 1,15)	158 ± 19,9 (128 – 171)	17,9 ± 3,75 (15,5 – 25,1)	4,33 ± 0,60 (3,70–5,40)	32,0 ± 7,36 (27,4 – 46,8)	0,10 ± 0,60 (0,08–0,14)
6 – 12 cm	163 ± 18,0 (140 – 194)	0,35 ± 0,25 (0,24 – 0,85)	0,93 ± 0,07 (0,86 – 1,04)	204 ± 24,8 (160 – 233)	14,8 ± 1,27 (12,7 – 16,5)	2,40 ± 0,27 (2,00–2,79)	42,3 ± 10,1 (32,8 – 60,8)	0,03 ± 0,27 (0,03–0,04)
0 – 12 cm (povprečje)	168 ± 20,1 ^{**} (140 – 201)	0,35 ± 0,23 ^{**} (0,24 – 0,85)	1,01 ± 0,10 ^{**} (0,86 – 1,15)	181 ± 31,1 (128 – 233)	16,3 ± 3,10 ^{**} (12,7 – 25,1)	3,36 ± 1,1 ^{**} (2,0 – 5,40)	37,2 ± 10,0 (27,4 – 60,8)	0,07 ± 0,04 (0,03–0,14)
TRAVNIŠKA TLA								
0 – 12 cm	49,4 ± 31,5 ^{**} (26,7 – 104)	1,04 ± 0,24 ^{**} (0,76 – 1,32)	0,21 ± 0,12 ^{**} (0,05 – 0,38)	174 ± 14,8 (158 – 196)	31,6 ± 12,8 ^{**} (19,6 – 52,3)	0,94 ± 0,08 ^{**} (0,85 – 1,0)	26,8 ± 41,7 (5,00 – 101)	/

Opombe: ^a: Mejna imisijska vrednost; ^b: Opozorilna imisijska vrednost; ^c: Kritična imisijska vrednost (Ur. l. RS, št. 68/1996)

^d: Povprečna vrednost s standardno deviacijo (SD) z minimalno in maksimalno vrednostjo v oklepaju. Označili smo statistično značilno različne vsebnosti kovin v gozdnih (povprečje) in travniških tleh in stopnjo značilnosti teh razlik (*: p < 0,05; **: p < 0,01; ***: p < 0,001).

Notes: ^a: Limit values, ^b: Alert threshold and ^c: Critical levels of metals defined by Slovenian legislation (Official Gazette of RS, No. 68/1996). ^d: The mean metal concentrations with standard deviation (SD) and with minimal and maximal values in parentheses. We marked statistically significantly differences between metal levels in forest and meadow soil (*: p < 0,05; **: p < 0,01; ***: p < 0,001).

velike razlike so bile opažene za Hg, Mo in Pb, kjer so bile povprečne vsebnosti Hg 22-krat, Mo 8,7-krat in Pb 6,2-krat večje od referenčne vsebnosti (Logarska dolina, Polanc) (preglednici 4, 5). Tudi primerjava z literaturnimi vrednostmi je pokazala, da so bile vsebnosti As, Pb, Hg in Mo na obeh ploskvah ter Cd v travniških tleh večje od svetovnega povprečja, ki je za As med 0,1 mg/kg in 20 mg/kg, za Pb med 10 mg/kg in 30 mg/kg, za Hg med 0,01 mg/kg in 0,4 mg/kg, za Mo med 0,16 mg/kg in 2,6 mg/kg in za Cd < 1 mg/kg (Alloway, 1995; Kabata-Pendias, 2001). Vsebnosti Zn in Cu v analiziranih gozdnih in travniških tleh z območja Velikega Vrha so primerljive z neonesnaženimi območji (*ibid.*).

Preglednica 3: Statistično značilne razlike med Velikim Vrhom in referenčno lokacijo za izbrane vzorce

	Pb	Cd	Zn	Hg	Cu	Mo
Tla	**	ns	**	**	**	*
Trave, zeli: korenine	ns	ns	*	*	ns	ns
<i>Apodemus flavicollis</i>	***	**	*	ns	*	*
<i>Myodes glareolus</i>	ns	ns	**	ns	ns	ns
<i>Parus major</i>	ns	ns	ns	**	ns	ns
Deževniki	ns	*	*	ns	ns	ns

Opombe / Notes: *: p < 0,05; **: p < 0,01; ***: p < 0,001

Table 2: Metal levels (mg/ kg dw) and total sulphur (%) in soil samples, sampled on forest and meadow plots of Veliki Vrh

Z namenom preverjanja hipoteze, da so izpusti iz TEŠ izvor kovin in celotnega žvepla v gozdnih tleh, smo testirali razliko v vsebnosti kovin in celotnega žvepla v zgornjem in spodnjem sloju gozdnih tal. Za travniška tla tovrstne analize nismo opravili zaradi verjetnega premeščanja tal po globini zaradi kmetovanja. Vsebnosti Hg, Mo in celotnega žvepla (S) so bile statistično značilno večje v zgornjem sloju tal (0-6 cm) v primerjavi s spodnjim slojem tal (6-12 cm) (Hg: p = 0,01 in t = 4,13; Mo: p = 0,001 in t = 7,10); za celotno žveplo je bilo slednje visoko značilno (p = 0,0007; t = 7,31) (preglednica 2). Tudi vsebnosti Pb so bile povečane v zgornjem sloju gozdnih tal, vendar statistično nezna-

Table 3: Significance of differences between Veliki Vrh and the reference area for selected samples

Preglednica 4: Razmerje med določenimi vsebnostmi Pb, Cd in Hg v tleh in bioti (rastlinski in živalski vzorci) z območja Velikega Vrha in med določenimi vsebnostmi kovin z referenčnega območja oziroma z dopustnimi in kritičnimi vsebnostmi

Table 4: Ratio between determined Pb, Cd and Hg levels in soil and biota sampled at Veliki Vrh and int reference area, and between tolerable/critical values

Tip vzorca	Referenca	MDK/kritične vrednosti	vir
Pb			
Gozdna tla: 0-6 cm	6,2	2,0; 1,74; 0,3^a	Uradni list RS, št. 68/1996 ^b
Gozdna tla: 6-12 cm	5,8	1,92; 1,63; 0,31	Uradni list RS, št. 68/1996
Travniška tla: 0-12 cm	3,1	0,9; 0,7; 0,1	Uradni list RS, št. 68/1996
Trave, zeli: nadz. del	0,9	0,04	Uradni list RS, št. 101/2006
Trave, zeli: korenine	0,8	0,36	Uradni list RS, št. 101/2006
<i>Sambus nigra</i>	0,1	0,05	Ur. l. SFRJ, št. 59/83; Ur. l. RS, št. 69/2003 ^c
<i>Apodemus favicollis</i>	2,7	0,06 – 0,03	Ma, 1996
<i>Myodes glareolus</i>	1,6	0,06 – 0,03	Ma, 1996
<i>Parus major</i>	2,0	/	/
Deževniki	1,8	/	/
Cd			
Gozdna tla: 0-6 cm	0,5	0,3; 0,2; 0,03	Uradni list RS, št. 68/1996
Gozdna tla: 6-12 cm	0,5	0,3; 0,2; 0,03	Uradni list RS, št. 68/1996
Travniška tla: 0-12 cm	3,0	1,3; 0,6; 0,1	Uradni list RS, št. 68/1996
Trave, zeli: nadz. del	2,7	0,2	Uradni list RS, št. 101/2006
Trave, zeli: korenine	3,9	3,9	Uradni list RS, št. 101/2006
<i>Sambus nigra</i>	1	0,03	Ur. l. SFRJ, št. 59/83; Ur. l. RS, št. 69/2003
<i>Apodemus favicollis</i>	1,4	0,3 – 0,01	Ma in sod., 1991; Wijnhoven in sod., 2008
<i>Myodes glareolus</i>	0,7	0,56 – 0,02	Ma in sod., 1991; Wijnhoven in sod., 2008
<i>Parus major</i>	1,7	/	/
Deževniki	1,9	0,17	Hobbelen in sod., 2004
Hg			
Gozdna tla: 0-6 cm	22	1,3; 0,5; 0,1	Uradni list RS, št. 68/1996
Gozdna tla: 6-12 cm	19	1,2; 0,5; 0,1	Uradni list RS, št. 68/1996
Travniška tla: 0-12 cm	5,8	0,4; 0,1; 0,03	Uradni list RS, št. 68/1996
Trave, zeli: nadz. del	1,6	0,4	Uradni list RS, št. 101/2006
Trave, zeli: korenine	2,8	0,7	Uradni list RS, št. 101/2006
<i>Sambus nigra</i>	1,0	0,3	Ur. l. SFRJ, št. 59/83; Ur. l. RS, št. 69/2003
<i>Apodemus favicollis</i>	3,8	0,01	Sánchez Chardi in sod., 2007
<i>Myodes glareolus</i>	7,2	0,01	Sánchez Chardi in sod., 2007
<i>Parus major</i>	5,7	/	/
Deževniki	0,9	/	/

Opombe: ^a: Razmerje je podano glede na mejno, opozorilno in kritično imisijsko vrednost za posamezno kovino. ^b: Za maksimalno dovoljene vsebnosti kovin v tleh glej tudi preglednico 2. ^c: Dopustne vrednosti za plodove so določene upoštevaje Uradni list SFRJ, št. 59/83 in Uradni list RS, št. 69/03. /: Ni podatka za MDK (maksimalno dovoljeno vsebnost) oziroma kritično koncentracijo za posamezno kovino in tkivo. S krepkim tiskom smo označili razmerje, ki prikazuje, da so vsebnosti v vzorcih z Velikega Vrha večje od referenčnih / mejnih / kritičnih vrednosti.

Notes: ^a: Ratio is shown according to limit values, alert threshold and critical levels of metals defined by Slovenian legislation. ^b: For tolerable values see also Table 2. ^c: Tolerable values for fruits are defined according to the Official Gazette SFRJ, No. 59/83 and Official Gazette RS, No. 69/0. d: No data for tolerable values and critical values. With bold we marked the ratio showing that metal content in the sample from Veliki Vrh is increased in comparison with reference / limit / critical values.

Preglednica 5: Razmerje med določenimi vsebnostmi Pb, Cu in Mo v tleh in bioti (rastlinski in živalski vzorci) z območja Velikega Vrha in med določenimi vsebnostmi kovin z referenčnega območja oziroma z dopustnimi in kritičnimi vsebnostmi**Table 5:** Ratio between determined Zn, Cu and Mo levels in soil and biota sampled at Veliki Vrh and in reference area, and between tolerable/critical values

Tip vzorca	Referenca	MDK / kritične vrednosti	vir
Zn			
Gozdna tla: 0-6 cm	4,2	0,8; 0,5; 0,2	Uradni list RS, št. 68/1996**
Gozdna tla: 6-12 cm	5,4	1,0 ; 0,7; 0,3	Uradni list RS, št. 68/1996
Travniška tla: 0-12 cm	2,9	0,9; 0,6; 0,2	Uradni list RS, št. 68/1996
Trave, zeli: nadz. del	1,0	/	/
Trave, zeli: korenine	1,7	/	/
<i>Sambus nigra</i>	0,9	/	/
<i>Apodemus favirollis</i>	1,0	0,2	Šwiergosz-Kowalevska in sod., 2005, Schleich in sod., 2010
<i>Myodes glareolus</i>	1,4	0,3	Šwiergosz-Kowalevska in sod., 2005, Schleich in sod., 2010
<i>Parus major</i>	0,9	/	/
Deževniki	3,1	1,9 – 0,8	Hobbelen in sod., 2004
Cu			
Gozdna tla: 0-6 cm	2,5	0,30; 0,18; 0,06	Uradni list RS, št. 68/1996
Gozdna tla: 6-12 cm	2,1	0,25; 0,15; 0,05	Uradni list RS, št. 68/1996
Travniška tla: 0-12 cm	1,6	0,35; 0,21; 0,07	Uradni list RS, št. 68/1996
Trave, zeli: nadz. del	1,2	0,35	Uradni list RS, št. 101/2006
Trave, zeli: korenine	1,5	0,64	Uradni list RS, št. 101/2006
<i>Sambus nigra</i>	0,9	/	/
<i>Apodemus favirollis</i>	1,1	/	/
<i>Myodes glareolus</i>	1,2	/	/
<i>Parus major</i>	2,0	/	/
Deževniki	0,9	0,4-0,3	Hobbelen in sod., 2004
Mo			
Gozdna tla: 0-6 cm	8,7	0,4; 0,1; 0,02	Uradni list RS, št. 68/1996
Gozdna tla: 6-12 cm	4,8	0,2; 0,1; 0,1	Uradni list RS, št. 68/1996
Travniška tla: 0-12 cm	0,04	0,01; 0,001; 0,002	Uradni list RS, št. 68/1996
Trave, zeli: nadz. del	0,5	/	/
Trave, zeli: korenine	0,6	/	/
<i>Sambus nigra</i>	1,1	/	/
<i>Apodemus favirollis</i>	0,8	/	/
<i>Myodes glareolus</i>	1,0	/	/
<i>Parus major</i>	1,2	/	/
Deževniki	1,2	/	/

Opombe: ^a: Razmerje je podano glede na mejno, opozorilno in kritično imisijsko vrednost za posamezno kovino. ^b: Za maksimalno dovoljene vsebnosti kovin v tleh glej tudi preglednico 2. ^c: Dopustne vrednosti za plodove so določene upoštevaje Uradni list SFRJ, št. 59/83 in Uradni list RS, št. 69/03. /: Ni podatka za MDK (maksimalno dovoljeno vsebnost) oziroma kritično koncentracijo za posamezno kovino in tkivo. S krepkim tiskom smo označili razmerje, ki prikazuje, da so vsebnosti v vzorcih z Velikega Vrha večje od referenčnih / mejnih / kritičnih vrednosti.

Notes: ^a: Ratio is shown according to limit values, alert threshold and critical levels of metals defined by Slovenian legislation. ^b: For tolerable values see also Table 2. ^c: Tolerable values for fruits are defined according to the Official Gazette SFRJ, No. 59/83 and Official Gazette RS, No. 69/0. /: No data for tolerable values and critical values. With bold we marked the ratio showing that metal content in the sample from Veliki Vrh is increased in comparison with reference / limit / critical values.

čilno. Nasprotno je bila vsebnost As v zgornjem sloju gozdnih tal statistično značilno manjša v primerjavi s spodnjo plastjo tal ($p = 0,0000$ in $t = 12,7$). V preteklosti je bilo na območju Malega in Velikega Vrha opravljeno večje število meritev As v talnih vzorcih (Kugonič in Stropnik, 2001; Vrbič Kugonič, 2009). Praviloma je vsebnost As naraščala z globino, kar kaže na vpliv matične kamnine, zagotovo pa so k povečanim vsebnostim prispevali tudi izpusti iz TEŠ (*ibid.*). Pridobljeni rezultati v sklopu te raziskave nakazujejo antropogen vnos S, Pb, Hg in Mo v gozdna tla na območju Velikega Vrha. Slednje je primerljivo z ugotovitvami raziskave o onesnaženosti gozdnih rastišč (Al Sayegh Petkovšek, 2008), kjer so ugotovili, da so bile vsebnosti Pb, Cd in Hg v gozdnih tleh hribovitega obrobja Šaleške doline statistično značilno večje v zgornjem sloju tal, slednje so povezali z antropogenim vnosom teh kovin (meritev za Mo niso opravili). Tudi Vrbič Kugonič (2009) je ugotovila, da sta Cd in Pb v travniških tleh na območju

Šaleške doline antropogenega izvora, in zaključila, da se kovine najverjetneje širijo s prevladujočimi vetrovi skupaj z izpusti prahu iz TEŠ.

3.1.2 Vsebnosti kovin v rastlinskih vzorcih

3.1.2 Metal levels in plant samples

Določili smo vsebnosti kovin v različnih rastlinskih vzorcih (združen vzorec trav, detelj in zelišč (nadzemni del in korenine); nadzemnih delih orlove praproti (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.) in navadne borovnice (*Vaccinium myrtillus* L.); plodovih lesnatih vrst (bukev *Fagus sylvatica* L., črni bezeg *Sambucus nigra* L.), ki smo jih vzorčili na območju Velikega Vrha. Vsebnosti kovin v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč smo primerjali z zakonsko določenimi vsebnostmi za krmo (Ur. l. RS, št. 101/2006), z literaturnimi vrednostmi (Kabata-Pendias, 2001) (preglednica 6) in z referenčno lokacijo (preglednici 4, 5). V vseh rastlinskih vzorcih smo določili vsebnosti Pb, Cd, Hg, Zn, Cu in Mo, le vsebnosti As

Preglednica 6: Vsebnosti kovin (mg/kg suhe teže) v rastlinskih vzorcih, vzorčenih na gozdni in travniški ploskvi na Velikem Vrhu

Table 6: Metal levels (mg/kg dw) in plant samples, sampled on forest and meadow plots of Veliki Vrh

	Pb	Cd	Zn	Hg	Cu	Mo
Naravne vsebnosti ^a	5 – 10 ¹	0,05 – 0,20 ¹	27 – 150 ¹	0,03 – 0,86 ¹	1,80 – 10,1 ¹	0,33 – 1,50 ¹
Povečane / toksične vsebnosti	30 – 300 ¹	5,0 – 30 ¹	100 – 400 ¹	1 – 3 ¹	20 – 100 ¹	10 – 50 ¹
Dopustne vsebnosti (krma)	0,5 – 10 ¹ ; 30 ^{2,3}	0,05 – 0,5 ¹ ; 1 ^{2,3}	50 – 100 ¹	/ 0,1 ³	5 – 20 ¹	/
Dopustne vsebnosti (plodovi) ^b	0,6	0,3	/	/	/	/
GOZD						
<i>Pteridium aquilinum</i> : nadzemni del	0,68 ± 0,01 ^c (0,67–0,69)	0,09 ± 0,02 (0,08–0,12)	39,5 ± 4,10 (35,6–43,7)	0,11 ± 0,01 (0,11–0,12)	7,20 ± 0,14 (7,07–7,35)	0,33 ± 0,02 (0,31–0,36)
<i>Vaccinium myrtillus</i> : nadzemni del	0,70 ± 0,14 (0,60–0,86)	0,08 ± 0,01 (0,08–0,09)	13,4 ± 1,36 (12,3–14,9)	0,07 ± 0,01 (0,06–0,08)	8,06 ± 1,54 (6,48–9,55)	0,17 ± 0,29 (0,0–0,51)
<i>Fagus sylvatica</i> : plod	0,04 ± 0,07 (0,0–0,13)	0,12 ± 0,01 (0,11–0,13)	16,7 ± 3,03 (13,2–18,6)	0,02 ± 0,01 (0,01–0,03)	14,1 ± 1,66 (12,3–15,7)	0,67 ± 0,25 (0,38–0,86)
<i>Sambucus nigra</i> : plod	0,03 ± 0,06 (0,0–0,10)	< 0,02 (0,00–0,13)	12,7 ± 2,55 (10,7–14,9)	0,02 ± 0,01 (0,01–0,03)	6,08 ± 40,1 (6,23–5,30)	1,47 ± 0,93 (0,67–2,49)
TRAVNIK						
Trave, zelišča: nadzemni del	1,23 ± 0,76 (0,48–2,00)	0,19 ± 0,13 (0,12–0,34)	40,8 ± 0,81 (40,3–41,7)	0,04 ± 0,02 (0,02–0,06)	8,67 ± 1,27 (7,20–9,5)	2,2 ± 0,78 (1,60–3,10)
Trave, zelišča: korenine	10,9 ± 10,9 (4,60–23,5)	3,00 ± 1,83 (0,91–4,30)	67,9 ± 12,1 (60,1–81,9)	0,07 ± 0,01 (0,06–0,08)	16,0 ± 7,12 (8,4–22,5)	1,23 ± 0,06 (1,20–1,30)

Opombe: Naravne, povečane/toksične in dopustne vrednosti za rastline so povzete po naslednjih virih: ¹: Kabata-Pendias in Pendias, 2001, ²: Chaney, 1989; ³: Uradni list RS, št. 101/06. ^b: Dopustne vrednosti za plodove so določene upošteva je Uradni list SFRJ št. 59/83 in Uradni list RS, št. 69/03. ^c: Povprečna vrednost in standardna deviacija (SD) z minimalno in maksimalno vrednostjo sta v oklepaju.

Notes: ^a: Normal, excessive/toxical and tolerable value for herbs are summarized from the following references: ¹: Kabata-Pendias, 2001, ²: Chaney, 1989; ³: Official Gazette of RS, No. 101/06. ^b: Tolerable values for fruits are defined according to the Official Gazette SFRJ, No. 59/83 and Official Gazette RS, No. 69/03. ^c: The mean metal concentrations with standard deviation (SD) and with minimal and maximal values are in parentheses.

Preglednica 7: Vsebnosti kovin (mg/kg sveže teže) v deževnikih, jetrih malih sesalcev in navadne lisice ter repnih peresih velike sinice, vzorčenih na gozdni in travniški ploskvi na Velikem Vrhu**Table 7:** Metal levels (mg/kg fw) in earthworms, liver of small mammals and red fox and tail feathers of great tit (*Parus major*), sampled on forest and meadow plots of Veliki Vrh

	Pb	Cd	Hg	Zn	Cu	Mo
Kritične konc. ^a	1,43-2,86	0,25-7,24	30	133	/	/
Subletalni učinek ^b	/	100	/	414-1029	40-55,1	/
GOZD						
<i>Apodemus flavicollis</i>	0,08 ± 0,04 ^c (0,04 – 0,21)	0,07 ± 0,05* (0,01 – 0,19)	0,23 ± 0,19*** (0,02 – 0,57)	26,4 ± 3,69** (20,4 – 33,6)	4,87 ± 0,80 (3,50 – 6,60)	1,00 ± 0,36 (0,42 – 1,60)
<i>Myodes glareolus</i>	0,08 ± 0,03 (0,05 – 0,11)	0,14 ± 0,05 (0,10 – 0,20)	0,43 ± 0,29 (0,22 – 0,76)	39,0 ± 8,60 (29,1 – 44,2)	6,37 ± 1,54 (4,60 – 7,40)	1,21 ± 0,34 (0,83 – 1,50)
<i>Parus major</i>	2,23 ± 2,11 (0,62 – 5,30)	0,12 ± 0,20 (0,00 – 0,42)	3,69 ± 1,57 (2,46 – 6,00)	111 ± 21,8 (81,4 – 128)	18,2 ± 17,9 (6,30 – 44,59)	0,26 ± 0,23 (0,00 – 0,45)
<i>Vulpes vulpes</i>	0,11 ± 0,03 (0,07 – 0,13)	0,40 ± 0,62 (0,03 – 1,11)	0,07 ± 0,03 (0,04 – 0,10)	27,6 ± 1,27 (26,1 – 28,3)	7,77 ± 3,62 (3,60 – 10,2)	0,67 ± 0,08 (0,58 – 0,75)
TRAVNIK						
<i>Apodemus flavicollis</i>	0,07 ± 0,05 (0,01 – 0,19)	0,15 ± 0,13* (0,03 – 0,54)	0,05 ± 0,10*** (0,01 – 0,41)	31,1 ± 4,16** (24,4 – 36,7)	5,29 ± 0,78 (3,70 – 6,50)	1,01 ± 0,24 (0,64 – 1,60)
<i>Microtus arvalis</i>	0,04 ± 0,02 (0,01 – 0,06)	0,11 ± 0,06 (0,05 – 0,17)	0,01 ± 0,003 (0,004 – 0,01)	22,7 ± 3,56 (19,1 – 36,7)	4,80 ± 1,04 (3,50 – 5,90)	1,45 ± 0,24 (1,10 – 2,10)
<i>Myodes glareolus</i>	0,04	0,26	0,01	34,0	5,50	1,20
Deževniki	22,8 ± 10,8 (10,5 – 31,0)	17,1 ± 6,83 (11,1 – 24,6)	0,60 ± 0,06 (0,41 – 1,05)	793 ± 352 (509 – 1187)	15,6 ± 1,90 (13,4 – 16,9)	1,41 ± 0,25 (1,23 – 1,70)

Opombe: ^a: Kritične koncentracije za male sesalce so povzete iz naslednjih referenc: Ma, 1996 (Pb); Ma in sod., 1991, Wijnhoven in sod., 2008 (Cd); Sánchez Chardi in sod., 2007 (Hg), Świergosz-Kowalevska in sod., 2005, Schleich in sod., 2010 (Zn). ^b: Koncentracije v tkivih deževnikov, pri katerih prihaja do subletalnega učinka (Hobbelen in sod., 2004). ^c: Povprečna vrednost in standardna deviacija (SD) z minimalno in maksimalno vrednostjo sta v oklepaju. S krepkim tiskom smo označili vsebnosti, ki se statistično značilno razlikujejo med gozdno in travniško ploskvijo (*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$).

Notes: ^a: Effect concentrations for small mammals are summarized from the following references: Ma, 1996 (Pb); Ma et al., 1991, Wijnhoven et al., 2008 (Cd); Sánchez Chardi et al., 2007 (Hg), Świergosz-Kowalevska et al. 2005, Schleich et al., 2010 (Zn). ^b: Internal concentration in earthworms, which show (sub)lethal effect (Hobbelen et al., 2004). ^c: The mean metal concentrations with standard deviation (SD) and with minimal and maximal values in parentheses. With bold we marked statistically significant differences between forest and meadow plots (*: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$; ***: $p < 0.001$).

so bile praviloma pod mejo analitske metode z izjemo korenin združenega vzorca trav, detelj in zelišč, kje so bile povprečne vsebnosti As zabeležene med 0,12 mg/kg in 1,0 mg/kg.

Vsebnosti Cd, Cu, Hg in Zn v koreninah trav, detelj in zeli z območja Velikega Vrha so večje v primerjavi z referenčno lokacijo, za vsebnosti Hg in Zn je razlika statistično značilna (preglednica 3). Vsebnosti Hg v orlovi praproti so izenačene z dopustno vsebnostjo, vsebnosti Cd v koreninah trav, detelj in zeli pa prekoračujejo to vrednost (Ur. l. RS, št. 101/2006) (preglednica 6). Vsebnosti drugih kovin v vseh tipih rastlinskih vzorcev so primerljive z referenčnimi vrednostmi iz literature. Izjema so koncentracije Mo v nadzemnem delu združenega vzorca tal, detelj in zelišč z območja Velikega Vrha, ki so nekoliko nad naravnimi vsebnost-

mi (svetovno povprečje), ki je med 0,33 in 1,50 mg/kg (Kabata-Pendias, 2001).

3.1.3 Vsebnosti kovin v živalskih vzorcih

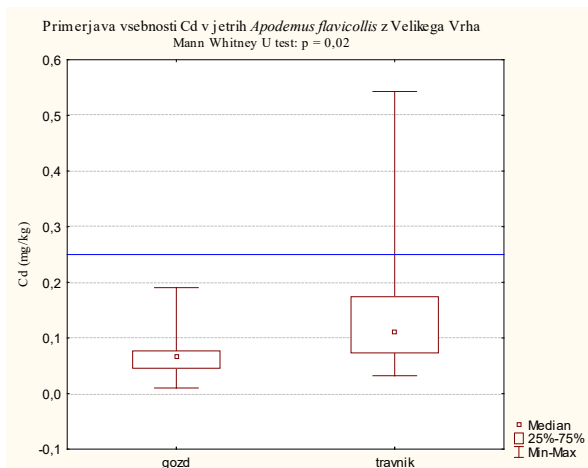
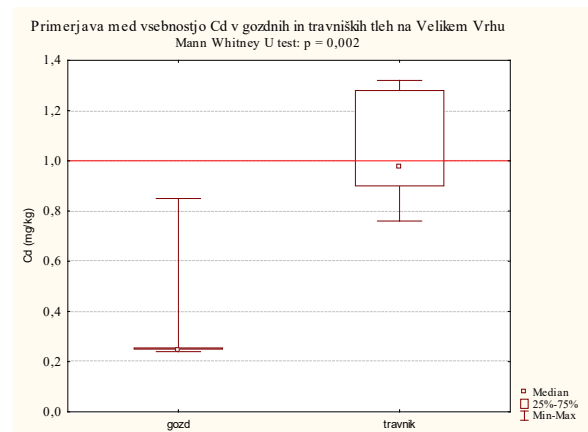
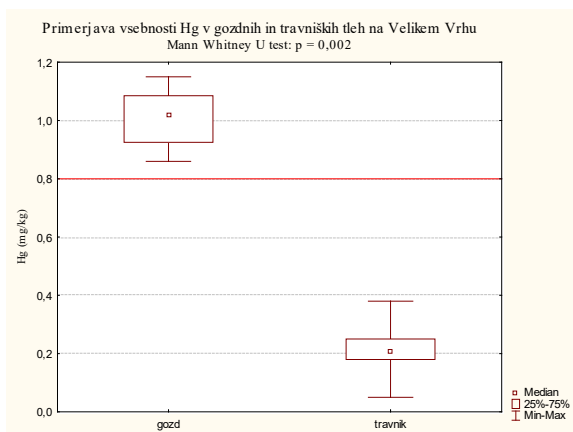
3.1.3 Metal levels in animal samples

Vsebnosti kovin (Pb, Cd, Hg, Zn, Cu, Mo, As) smo določili v tkivih izbranih skupin živalskih organizmov (deževniki, jetra malih sesalcev in navadne lisice, perje velike sinice) (preglednica 7). Določene vsebnosti smo primerjali s kritičnimi vrednostmi za jetra malih sesalcev (Ma in sod., 1991; Ma, 1989, 1996; Świergosz-Kowalevska in sod., 2005; Sánchez Chardi in sod., 2007; Wijnhoven in sod., 2008; Schleich in sod., 2010), z vsebnostmi kovin v deževnikih, pri katerih prihaja do subletalnega učinka (Hobbelen in sod., 2004), s podatki drugih raziskav in z referenčno lokacijo (Logarska

dolina, Polanc) (preglednici 4, 5). V vseh tkivih/vzorcih smo določili vsebnosti izbranih kovin z izjemo As, ki je bil praviloma pod mejo določljivosti analitske metode. Izjema so bili deževniki, kjer so bile izmerjene vrednosti večje kot meja določljivosti analitske metode (6,82 mg/kg \pm 0,89; min. = 5,85 mg/kg, mak. = 7,60 mg/kg).

Vsebnosti Pb, Cd, Zn, Hg in Cu v deževnikih so primerljive z neonesnaženimi ter urbanimi območji in bistveno nižje od onesnaženih območij, kot so okolice rudnikov (Morgan in Morgan, 1988, 1999; Kennete in sod., 2002; Nahmain in sod., 2007) in topilnic svinca ter cinka (Holmstrup in sod., 2011). Hkrati so določene vsebnosti kovin večje od tistih v vplivnem območju naftne industrije (Nei in sod., 2009) in na pehotnih streliščih Slovenske vojske z izjemo Pb (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2009). Vsebnosti Pb, Cd, Zn in Mo v deževnikih z Velikega Vrha so večje od vsebnosti v deževnikih z referenčne lokacije (Logarska dolina), za Cd in Zn je razlika tudi statistično značilna (preglednica 3).

Vsebnosti Pb, Cd, Hg in Zn v jetrih malih sesalcev z območja Velikega Vrha so bile nižje od kritičnih koncentracij (preglednica 7), pri katerih pričakujemo negativne vplive na organizem. Vsebnosti Pb, Cd in Zn so primerljive z neonesnaženimi območji, le v posameznih primerih/osebkah dosegajo vrednosti, ki so primerljive z nekaterimi onesnaženimi območji oziroma s spodnjim intervalom določenih vrednosti (Damek-Poprawa in Sawicka-Kapusta, 2003; Sánchez Chardi in sod., 2007, 2007a; Sánchez-Chardi in Nadal, 2007). Vsebnosti Mo so povečane in primerljive z onesnaženimi območji, kot so rudarska območja in območja odlagališč (Sánchez Chardi in sod., 2007a, b). Tudi vsebnosti Hg v jetrih gozdne voluharice in rumenogrla miši, ki smo jih ujeli v gozdu, so bile povečane in primerljive z območji odlagališč (Sánchez Chardi in sod., 2007), vendar bistveno manjše od kritične koncentracije (30 mg/kg) (Sánchez Chardi in sod., 2007). Hkrati smo primerjali vsebnosti kovin v jetrih gozdne voluharice in



Slika 2: Primerjave vsebnosti Hg in Cd v gozdnih in travniških tleh ter v jetrih rumenogrla miši *Apodemus flavicollis*, ujetih na območju gozdne in travniške ploskve. Z rdečo linijo smo označili mejno imisijsko vrednost za Hg in Cd (Ur. l. RS, št. 68/1996); z modro črto pa kritično koncentracijo Cd za jetra malih sesalcev (Ma in sod., 1991, Wijnhoven in sod., 2008).

Fig. 2: Comparisons between Hg and Cd levels in forest and meadow soil and in liver of *Apodemus flavicollis*, collected in the forest and meadow research area. Red lines indicate limit values for Hg and Cd (Official Gazette RS, No. 68/1996). Blue lines indicate effect concentrations for small mammals according to Ma et al., 1991 and Wijnhoven et al., 2008.

Preglednica 8: Primerjava BCF-faktorjev za izbrane kovine v rastlinskih vzorcih in deževnikih z območja Velikega Vrha

	Pb	Cd	Zn	Hg	Cu	Mo
Nadzemni del trav, detelj in zeli*	0,02	0,18	0,23	0,19	0,27	2,34
Korenine trav, detelj, zeli	0,22	2,88	0,39	0,33	0,51	1,31
<i>Pteridium aquilinum</i> : nadzemni del	0,04	0,26	0,22	0,11	0,44	0,10
<i>Vaccinium myrtillus</i> : nadzemni del	0,04	0,23	0,07	0,07	0,49	0,05
<i>Fagus sylvatica</i> : plod	0,0002	0,11	0,09	0,02	0,86	0,20
<i>Sambucus nigra</i> : plod	0,0002	0,09	0,07	0,02	0,37	0,44
Deževniki 1	1,20	12,3	2,60	2,52	0,76	0,36
Deževniki 2	0,68	8,42	4,33	1,68	0,69	0,55

Table 8: Comparison of BCF factors for selected metals in plant and animal samples

Opombe: *: BCF smo za trave, detelje in zeli izračunali za travniška tla; pri ostalih vzorcih smo uporabili vsebnosti za gozdna tla. S krepkim tiskom smo označili BCF, ki so bili večji od 1.

Notes: *: BCF of composite plant samples were calculated for meadow soil; other samples were compared with forest soil.

rumenogrla miši, vzorčenih na območju Velikega Vrha in Logarske doline, in ugotovili, da so vsebnosti Pb, Cd, Hg, Zn in Cu v jetrih obeh vrst malih sesalcev praviloma večje na območju Velikega Vrha (izjema je Cd v gozdni voluharici in Zn v rumenogrla miši); za rumenogrla miš je slednje statistično značilno (izjema je Hg) (preglednica 3). Za gozdno voluharico smo statistično značilno razliko dokazali le za Zn.

Za rumenogrla miš smo opravili primerjavo med vsebnostmi kovin, določenimi v osebkih, ujetih na travniški oziroma gozdni ploskvi. Vsebnosti Hg v jetrih rumenogrla miši z gozdne ploskve so bile statistično značilno večje; nasprotno so bile vsebnosti Cd in Zn statistično značilno manjše v primerjavi z osebki, ujetimi na travniku (preglednica 7). Slednje ustreza vsebnostim Hg in Cd v tleh, saj so bile vsebnosti Hg statistično značilno večje v gozdnih tleh (Hg: $p = 0,0015$ in $z = 3,17$), vsebnosti Cd pa v travniških tleh (Cd: $p = 0,002$ in $z = 2,95$), za Zn v gozdnih in travniških tleh pa nismo dokazali razlik (slika 2).

Določene vsebnosti Pb v jetrih lisic z območja Velikega Vrha so primerljive s suburbanim okoljem na Hrvaškem (Bilandžić in sod., 2010) in praviloma nižje od vrednosti, ki so jih ugotovili v drugih evropskih raziskavah tako v urbanih kot ruralnih okoljih (Carsolini in sod., 1999; Hoekstra in sod., 2003; Alleva in sod., 2006; Millan in sod., 2008). Nasprotno so vsebnosti Cd in Hg večje od izmerjenih v suburbanih (Cd: 3,2-krat; Hg: 2,8-krat) in ruralnih območjih (Cd: 16,7-krat; Hg: 7,8-krat) na Hrvaškem (Bilandžić in sod., 2010), a hkrati nižje od izmerjenih v Italiji in v Španiji (Carsolini in sod., 1999; Millan in sod., 2008). Še zlasti je razlika velika za Hg, saj so bile vsebnosti Hg v jetrih navadne lisice z območja Velikega Vrha 2,3-krat (Italija) oziroma 5,6-krat (Španija) nižje. Velja poudariti, da so vse

ugotovitve, ki se nanašajo na vsebnosti kovin v jetrih lisice z Velikega Vrha preliminarnega značaja zaradi premajhnega vzorca.

Vsebnosti Hg, Cd, Pb, Cu in Mo v repnih peresih mladičev velike sinice iz gnezdilnic, postavljenih na območju Velikega Vrha, so večje od izmerjenih vsebnosti v repnih peresih velike sinice z referenčnih lokacij (Logarska dolina, Krim, Pohorje) (preglednici 4, 5), vendar je bila statistično značilna razlika potrjena le za Hg (preglednica 3). Vsebnosti Hg, Cd, Pb in Cu z območja Velikega Vrha so večje (Hg: 8-krat, Cd: 4-krat; Pb in Cu: 2-krat) od določenih v okolici celulozne industrije na Portugalskem (Costa in sod., 2013). Hkrati so vsebnosti Pb in Cd primerljive z onesnaženim območjem (metalurška industrija) v Flandriji (Dauwe in sod., 2004) in nižje od onesnaženega območja v urbanem okolju (Eans in sod., 1999). Najbolj se razlikujejo vsebnosti Hg, ki so bistveno večje (53-krat) od izmerjenih v repnih peresih mladičev iz vplivnega območja metalurške industrije (Dauwe in sod., 2004). Vsebnosti kovin v perju so praviloma odsev koncentracij kovin v krvi v kratkem obdobju rasti peres, ko so le-ta v stiku s krvožilnim sistemom. Še posebej je slednje značilno za živo srebro (Hg) (Battaglia in sod., 2005; Dauwe in sod., 2004). Na podlagi primerjave z evropskimi raziskavami ugotavljamo, da so vsebnosti Hg, Cd, Pb in Cu v repnih peresih mladičev velike sinice z območja Velikega Vrha večje oziroma primerljive z onesnaženimi območji. Velja pa opozoriti, da izmerjene vsebnosti Pb, Cd, Cu in Mo v repnem perju sinice zelo variirajo (preglednica 7) in zato morda niso realni kazalci onesnaženosti okolja.

Vsebnosti kovin v repnih peresih mladičev velike sinice smo primerjali tudi s podatki, ki so bili pridobljeni v sklopu raziskave vsebnosti kovin v krovnih peresih

Preglednica 9: Kvocienti tveganja (HQ) in dnevni sprejemi Hg (EDI), izračunani za gozdno voluharico, rumenogrlo miš, kosa in lisico**Table 9:** HQ in EDI calculated for daily intake of Hg in *Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis*, *Turdus merula* and *Vulpes vulpes*

Prehranski viri	EDI ^e (mg/kg bw day)	HQ
Hg		
<i>Myodes glareolus</i> (gozdna voluharica) ^a		
50 % nadzemni del + 50 % plodovi	0,004–0,009	0,02–0,03
100 % nadzemni del	0,004–0,013	0,02–0,05
100 % korenine	0,013–0,018	0,05–0,07
<i>Apodemus flavicollis</i> (rumenogrta miš) ^b		
50 % nadzemni del + 50 % plodovi	0,002–0,004	0,01–0,01
50 % nadzemni del + 40 % plodovi + 10 % deževniki	0,007–0,013	0,02–0,04
<i>Turdus merula</i> (kos) ^c		
100 % plodovi	0,018	0,018
50 % plodovi + 50 % deževniki	0,19–0,48	0,22–0,54
<i>Vulpes vulpes</i> (lisica): GOZD ^d		
50 % <i>M. glareolus</i> + 50 % plodovi	0,010–0,050 (0,020)	0,59–2,04 (1,16)
30 % <i>M. glareolus</i> + 60 % plodovi + 10 % deževniki	0,010–0,030 (0,020)	0,58–1,81 (1,04)
50 % <i>A. flavicollis</i> + 50 % plodovi	0,001–0,026 (0,010)	0,07– 1,55 (0,64)
30 % <i>A. flavicollis</i> + 60 % plodovi + 10 % deževniki	0,001–0,026 (0,010)	0,27– 1,51 (0,73)
<i>Vulpes vulpes</i> (lisica): TRAVNIK		
50 % <i>M. arvalis</i> + 50 % plodovi	0,001–0,002 (0,001)	0,04–0,10 (0,08)
30 % <i>M. arvalis</i> + 60 % plodovi + 10 % deževniki	0,004–0,01 (0,007)	0,25–0,65 (0,38)
50 % <i>A. flavicollis</i> + 50 % plodovi	0,001–0,019 (0,004)	0,52– 1,14 (0,18)
30 % <i>A. flavicollis</i> + 60 % plodovi + 10 % deževniki	0,004–0,02 (0,007)	0,26– 1,27 (0,45)

Opombe: ^a: Povprečna telesna teža je 0,0225 kg (Kryštufek, 1991); količina hrane, ki jo zaužije osebek na dan, je 0,005 kg, in LOAEL je 0,269 mg metil Hg/kg telesne teže na dan (Sample et al., 1996). ^b: Povprečna telesna teža je 0,03 kg (Kryštufek, 1991); količina hrane, ki jo zaužije osebek na dan, je 0,0034 kg, in LOAEL je 0,320 mg metil Hg/kg telesne teže na dan (Sample in sod., 1996). ^c: Povprečna telesna teža je 0,1025 kg; količina hrane, ki jo zaužije osebek na dan, je 0,093 kg, in LOAEL za *Turdus migratorius* je 0,9 mg Hg/kg telesne teže na dan (Sample in sod., 1996). ^d: Povprečna telesna teža je 5,7 kg (Kryštufek, 1991); količina hrane, ko jo osebek zaužije na dan je 0,5 kg in LOAEL je 0,017 mg metil Hg (Sample in sod., 1996). ^e: EDI in HQ sta izračunana glede na minimalno in maksimalno vsebnost v prehranskem viru. V oklepaju v nekaterih primerih navajamo še vrednosti EDI in HQ glede na povprečno določeno vsebnost Hg. Le v primeru ocenitve tveganja za lisico zaradi vnosa Hg z malimi sesalci smo opravili izračun posebej za gozdno oziroma travniško ploskev, upoštevaje osebkove/ vrste s teh ploskev. S krepkim tiskom smo označili HQ > 1.

Notes: ^a: The average body weight is 0.0225 kg (Kryštufek, 1991), the food intake per day is 0.005 kg, and LOAEL is 0.269 metil Hg/kg bw per day (Sample et al., 1996). ^b: The average body weight is 0.03 kg (Kryštufek, 1991), the food intake per day is 0.0034 kg, and LOAEL is 0.320 metil Hg/kg bw per day (Sample et al., 1996). ^c: The average body weight is 0.1025 kg, the food intake per day is 0.093 kg, and LOAEL for *Turdus migratorius* is 0.9 mg Hg/kg bw per day (Sample et al., 1996). ^d: The average body weight is 5,7 kg (Kryštufek, 1991), the food intake per day is 0,5 kg, and LOAEL is 0.017 mg Hg/kg bw per day (Sample et al., 1996). ^e: EDI and HQ represent values based on minimum and maximum concentrations determined in food items; in parentheses are EDI and HQ calculated on average values). Risk assessment of Hg contamination for red fox was calculated for forest and meadow research plot according to species of small mammals captured there. Bold figures indicate HQ > 1.

prsnega območja sedmih vrst ptic (6 vrst ujed in rečni galeb), ujetih na območju izbranih slovenskih mest oziroma krajev (Kozoderc, 2015). Na območju Velenja so v peresih dveh kanj določili primerljivo vsebnost Pb (2,45 µg/g), manj Cd (0,03 µg/g) in Cu (9,61 µg/g) ter več Zn (130,84 µg/g) in Mo (0,53 µg/g) kot v repnih peresih velikih sinic z območja Velikega Vrha. Samo vsebnosti Cd v repnih peresih velikih sinic z območja

Velikega Vrha so presegle največjo določeno vsebnost Cd, upoštevaje vsa slovenska mesta. Ob primerjavi podatkov za mladiče velike sinice in odrasle ujede moramo upoštevati, da direktna primerjava ni možna. Praviloma pričakujemo večje vsebnosti pri odraslih osebkih, ker so le-ti dlje izpostavljeni kovinam (Burger, 2009). Costa in sod. (2013) so slednje potrdili samo za As, Pb in Cd, vsebnosti Zn in Cu sta bili večji v perju mladičev,

Preglednica 10: Kvocienti tveganja (HQ) in dnevni sprejemi Cd in Pb (EDI), izračunani za gozdno voluharico, rumenogrla miš, kosa in lisico**Table 10:** HQ in EDI calculated for daily intake of Cd and Pb in *Myodes glareolus*, *Apodemus flavicollis*, *Turdus merula* and *Vulpes vulpes*

Prehranski viri	EDI ^e (mg/kg bw day)	HQ
Cd		
<i>Myodes glareolus</i> (gozdna voluharica) ^a		
50 % nadzemni del + 50 % plodovi	0,019–0,052	0,001–0,003
100 % nadzemni del	0,027–0,075	0,002–0,005
100 % korenine	0,200–0,960	0,012–0,06
<i>Apodemus flavicollis</i> (rumenogrla miš) ^b		
50 % nadzemni del + 50 % plodovi	0,002–0,004	0,007–0,01
50 % nadzemni del + 40 % plodovi + 10 % deževniki	0,007–0,014	0,02–0,04
<i>Turdus merula</i> (kos) ^c		
100 % plodovi	0,054–0,063	0,003
50 % plodovi + 50 % deževniki	5,040–11,16	0,252–0,558
<i>Vulpes vulpes</i> (lisica) ^d		
90 % mali sesalci + 10 % deževniki	0,100–0,230	0,03–0,04
50 % mali sesalci + 50 % plodovi	0,003–0,012	0,001–0,002
Pb		
<i>Myodes glareolus</i> (gozdna voluharica)		
50 % nadzemni del + 50 % plodovi	0,050–0,230	0,0004–0,002
100 % nadzemni del	0,107–0,444	0,0008–0,003
100 % korenine	1,022–5,220	0,008–0,039
<i>Apodemus flavicollis</i> (rumenogrla miš)		
50 % nadzemni del + 50 % plodovi	0,030–0,120	0,002–0,0008
50 % nadzemni del + 40 % plodovi + 10 % deževniki	0,146–0,470	0,0009–0,003
<i>Turdus merula</i> (kos)		
100 % plodovi	0,008–0,104	0,0007–0,009
50 % plodovi + 50 % deževniki	4,763–14,11	0,421– 1,249
<i>Vulpes vulpes</i> (lisica)		
90 % mali sesalci + 10 % deževniki	0,09–0,290	0,002–0,007
50 % mali sesalci + 50 % plodovi	0,002–0,01	0,0004–0,0003

Opombe: ^a: Povprečna telesna teža je 0,0225 kg (Kryštufek, 1991); količina hrane, ki jo zaužije osebek na dan, je 0,005 kg, in LOAEL je 16,199 mg Cd/kg telesne teže na dan in 134,35 mg Pb/kg telesne teže (Sample et al., 1996). ^b: Povprečna telesna teža je 0,03 kg (Kryštufek, 1991); količina hrane, ki jo zaužije osebek na dan, je 0,0034 kg, in LOAEL je 19,264 mg Cd/kg telesne teže na dan in 159,77 mg Pb/kg telesne teže na dan (Sample in sod., 1996). ^c: Povprečna telesna teža je 0,1025 kg; količina hrane, ki jo zaužije osebek na dan, je 0,093 kg, in LOAEL za *Turdus migratus* je 11,3 mg Pb/kg telesne teže na dan in 20 mg Cd/kg telesne teže na dan in (Sample in sod., 1996; Belskii in Belskaya, 2013). ^d: Povprečna telesna teža je 5,7 kg (Kryštufek, 1991); količina hrane, ki jo osebek zaužije na dan, je 0,5 kg, in LOAEL je 5,094 mg/kg telesne teže in 42,25 mg Pb/kg telesne teže (Sample in sod., 1996). ^e: EDI in HQ sta izračunana glede na minimalno in maksimalno vsebnost v prehranskem viru. Le v primeru ocenitve tveganja za lisico zaradi vnosa Hg z malimi sesalci smo opravili izračun posebej za gozdno oziroma travniško ploskev, upoštevaje osebkove/vrste s teh ploskev. S krepkim tiskom smo označili HQ > 1.

Notes: ^a: The average body weight is 0.0225 kg (Kryštufek, 1991), the food intake per day is 0.005 kg, and LOAEL is 134.55 mg Pb/kg bw per day and 16.199 mg Cd/kg bw per day (Sample et al., 1996). ^b: The average body weight is 0.03 kg (Kryštufek, 1991), the food intake per day is 0.0034 kg, and LOAEL is 19.264 mg Cd/kg bw per day and 159.77 mg Pb/kg bw per day (Sample et al., 1996). ^c: The average body weight is 0.10198 kg, the food intake per day is 0.02 kg, and LOAEL for *Turdus migratus* is 20 mg Cd/kg bw per day and 11.3 mg Pb/kg bw per day (Sample et al., 1996; Belskii and Belskaya, 2013). ^d: The average body weight is 5.7 kg, the food intake per day is 0.5 kg (Kryštufek, 1991), and LOAEL for *Vulpes vulpes* is 5.094 mg Cd/kg bw per day and 42.25 mg Pb/kg bw per day (Sample et al., 1996). ^e: EDI and HQ represent values based on minimum and maximum concentrations determined in food items. Risk assessment of Hg contamination for red fox was calculated for forest and meadow research plots according to species of small mammals captured there. Bold figures indicate HQ > 1.

vsebnosti Hg pa se statistično značilno nista razlikovali. Poudariti velja, da vsebnosti Hg, ki je v pričujoči raziskavi dosegal najvišje (relativne) koncentracije, v sklopu zgoraj omenjene raziskave (Kozoderc, 2015) niso določali.

3.2 Privzem kovin v prehranske vire izbranih prostoživečih živalih

3.2 Metal accumulation in diet of selected free-living animals

Sposobnost izbranih rastlinskih vrst (trave, detelje in zeli, navadna borovnica, orlova praprota, plodovi bukev in črnega bezga), deževnikov in malih sesalcev z območja Velikega Vrha, da iz tal sprejemajo kovine, smo ugotavljali z izračunom biokoncentracijskega faktorja (BCF). V splošnem deževniki bistveno bolje sprejemajo kovine od rastlin. $BCF > 1$ v deževnikih smo izračunali za Cd (8,42-12,3), Zn (2,60-4,33), Hg (1,68-2,52) in Pb (1,20) (preglednica 8). Rezultati so primerljivi z ugotovitvami drugih raziskav, kjer so ugotovili kopičenje Zn, Cd, Cu in Pb v deževnikih (Kennette in sod., 2002; Nei in sod., 2009; Hirano in Tamae, 2011). Med rastlinskim vzorcem smo $BCF > 1$ določili le za Cd v koreninah (2,88) in Mo, ki smo ga največ izmerili v koreninah (1,31) in nadzemnem delu (2,34); v vseh ostalih rastlinskih tkivih je bil BCF manjši od 1.

Glede na vse BCF je največji sprejem ugotovljen za Cd (korenine združenega vzorca trav, detelj in zeli; deževniki) in Mo (korenine in nadzemni del trav, zeli in detelj). Zaključimo lahko, da so predvsem deževniki (Cd, Zn, Hg in Pb) in korenine (Cd in Mo) lahko vir vnosa kovin v višje člene prehranjevalnih verig malih sesalcev in ptic pevk.

3.3 Izračun kvocienta tveganja (HQ)

3.3 Hazard Quotients (HQ) calculations

Na podlagi dnevnega sprejema kovin prek prehranskih virov v rumenogrlo miš, gozdno voluharico, (Abt in Bock, 1998), kosa in lisico smo izračunali kvocient tveganja, upošteva različno sestavo prehranskih virov. Kljub temu, da smo analize kovin opravili v perju mladičev velike sinice, smo kvocient tveganja izračunali za drugega predstavnika ptic pevk. Izbrali smo kosa, ki se prehranjuje tudi z deževniki. Pri lisici velja upoštevati, da smo izračun tveganja opravili na podlagi vnosa z jetri malih sesalcev, ki praviloma vsebujejo več kovin kot mišičnina. Primerjava vsebnosti kovin v mišičnini in jetrih rumenogrle miši in travniške voluharice s pehotnih streljšč SV je pokazala, da je vsebnost kovin v jetrih rumenogrle miši 20-krat (Mo) oziroma 2 do 3-krat večja (Cd, Cu, Zn) kot v mišičnini; v jetrih travniške voluharice je vsebnost 8 do 9-krat (Mo, Cd),

3,5-krat (Cu) oziroma 1,6-krat (Zn) večja kot v mišičnini. Za Hg nimamo podatkov, za Pb so bile vsebnosti izenačene pri obeh vrstah (lastni neobjavljeni podatki; Al Sayegh Petkovšek in sod., 2010a). Tveganje smo ocenjevali za Pb, Hg in Cd, ki smo jih določili v povečanih vsebnostih v tleh.

Za lisico smo oceno tveganja zaradi vnosa Hg z malimi sesalci opravili posebej za gozdno in travniško ploskev, upošteva osebke/vrste, ki smo jih tam ujele (preglednica 9). Ugotovili smo, da tveganje obstaja za lisico, ki bi se prehranjevala z vsaj 50-odstotnim deležem malih sesalcev (gozdna voluharica in rumenogrlo miš), ujetimi na gozdni ploskvi, in če bi bile izmerjene vsebnosti celotnega Hg enake metil Hg. Po raziskavi prehrane lisice v kulturni krajini sestavljajo osebkovi iz družin voluharic in miši le 16-odstotni delež v poletni prehrani (Golavšek, 2008). Hkrati tveganje za Hg zmanjšuje tudi dejstvo, da smo izračun opravili na podlagi vnosa metil Hg z jetri in ne z mišičnino (praviloma so vsebnosti kovin večje v jetrih kot v mišičnini). Kljub slednjemu velja posebno omeniti prehranjevanje z gozdno voluharico, kjer je bil izračun HQ na podlagi določenih povprečnih vrednosti Hg v jetrih izenačen z 1 ($HQ = 1,16$) ob 50-odstotnem deležu gozdne voluharice v prehrani lisice. V primeru rumenogrle miši je bilo tveganje za lisico izračunano le v primeru, če bi upoštevali maksimalno izmerjene vsebnosti Hg. Podobno velja tudi za lisico, ki bi se prehranjevala z rumenogrli mišmi, ujetimi na travniku. Tveganja zaradi vnosa Cd in Pb nismo ugotovili, izjema je le kos v primeru Pb, če bi bil delež deževnikov v prehrani vsaj 50-odstoten (preglednica 10).

Za potrditev ocene tveganja bi bilo smiselno raziskati vsebnosti kovin v širšem spektru prehranskih virov obravnavanih organizmov in še posebej lisice. Še zlasti bi bilo smiselno upoštevati vnos kovin v organizem lisic prek sadja. Raziskava prehrane lisice v kulturni krajini v Spodnji Savinjski dolini je namreč pokazala, da je v poletni prehrani lisic sadje zastopano s 47 % zaužite biomase; zlasti češnje so pomemben prehranski vir (30 %) (Golavšek, 2008). Pridobljeni rezultati so zagotovo osnova za natančnejšo ocenitev tveganja za organizme na območju Velikega Vrha in hkrati model za nadaljnje ekotoksikološke raziskave na degradiranih / onesnaženih območjih.

4 ZAKLJUČKI

4 CONCLUSIONS

V raziskavi smo analizirali prenos kovin iz gozdnih in travniških tal v tkiva izbranih prostoživečih živali (rumenogrlo miš, gozdna in poljska voluharica, velika sinica in lisica) z območja Velikega Vrha. Hkrati smo

ocenili tveganje za te organizme na podlagi primerjave določenih vsebnosti v rastlinskih in živalskih tkivih s kritičnimi ter dopustnimi vsebnostmi in izračunom kvocienta tveganja na podlagi vnosa kovin v organizem s prehrano. Izjema je bila velika sinica, ki smo jo pri izračunu HQ nadomestili s kosom, ki se pogosto prehranjuje z deževniki. Na podlagi pridobljenih podatkov in opravljene primerjave z referenčnim območjem (Polanc v Logarski dolini) ugotavljamo:

Primerjava vsebnosti kovin in žvepla v zgornjem in spodnjem sloju gozdnih tal z Velikega Vrha, ki so izpostavljena izpustom iz Termoelektrarne Šoštanj, nakazuje antropogen vnos Pb, Hg, Mo in S v gozdna tla, saj so bile vsebnosti v zgornjem sloju tal praviloma statistično značilno večje kot v spodnjem sloju tal.

V gozdnih tleh z Velikega Vrha smo ugotovili povečane vsebnosti As (prekoračena opozorilna imisijska vrednost v obeh globinah), Pb (prekoračeni mejna in opozorilna imisijska vrednost) in Hg (prekoračena mejna imisijska vrednost), v travniških tleh pa povečani vsebnosti As in Cd (prekoračeni mejni imisijski vrednosti). Povečane vsebnosti Pb, Hg in Mo v gozdnih tleh in Cd v travniških tleh na območju Velikega Vrha so se pokazale v večjih vsebnostih teh kovin (zlasti Pb in Hg) v živalskih vzorcih in v združenem vzorcu trav, detelj in zeli v primerjavi z referenčno lokacijo. Še posebej izrazite razlike smo ugotovili za Hg, kjer so bile izmerjene vsebnosti Hg v jetrih gozdne voluharice v povprečju 7,2 -krat večje, v jetrih rumenogrla miši 3,8-krat in v repnih peresih velike sinice 5,7-krat večje kot na referenčni lokaciji. Opazne razlike smo določili tudi za Pb, in sicer za jetra rumenogrla miši oziroma repna peresa velike sinice, kjer so bile ugotovljene vsebnosti 2,7-krat oziroma 2-krat večje v primerjavi z referenčno lokacijo v Logarski dolini. Pri vseh drugih kovinah so bile izmerjene vsebnosti do največ 1,9-krat večje, izjema je Zn v deževnikih (3,1-krat).

Za rumenogrla miš smo opravili primerjavo med vsebnostmi kovin, ugotovljenimi v osebkih, ujetih na travniški oziroma gozdni ploskvi. Vsebnosti Hg v jetrih rumenogrla miši z gozdne ploskve so bile statistično značilno večje; nasprotno so bile vsebnosti Cd in Zn statistično značilno manjše v primerjavi z osebki, ujetimi na travniku. Slednje ustreza vsebnostim Hg in Cd v tleh, saj so bile vsebnosti Hg statistično značilno večje v gozdnih tleh, vsebnosti Cd pa v travniških tleh, medtem ko za Zn v gozdnih in travniških tleh nismo dokazali razlik.

Na podlagi izračuna BCF smo ugotovili, da so predvsem deževniki (Cd, Zn, Hg, Pb) in korenine (Cd, Mo)

lahko vir vnosa kovin v organizme. Slednje nakazuje, da kovine lahko prehajajo iz tal v tkiva prostoživečih živali najverjetneje prek prehranskih virov.

Zaključimo lahko, da so gozdni in travniški ekosistemi na območju Velikega Vrha, ki je bil zlasti v preteklosti izpostavljen velikim izpustom iz TEŠ, zmerno obremenjeni s Pb (gozdna tla, živalska tkiva), Hg (gozdna tla, živalska tkiva) in Cd (travniška tla, korenine), vendar tveganja za prostoživeče živali (rumenogrla miš, poljska in gozdna voluharica, lisica) in deževnike praviloma nismo ugotovili, saj so bile določene vsebnosti Hg, Pb in Cd nižje od kritičnih (mali sesalci, lisica) oziroma letalnih (smrtnih) vsebnosti (deževniki). Obstaja pa verjetnost za tveganje za lisico zaradi vnosa Hg prek gozdne voluharice in za kosa zaradi vnosa Pb prek deževnikov, če bi ta prehranska vira sestavljala vsaj polovico diete omenjenih organizmov. Za potrditev ocene tveganja bi bilo smiselno raziskati vsebnosti kovin v širšem spektru prehranskih virov obravnavanih organizmov. Pridobljeni rezultati pa so zagotovo osnova za natančnejšo ocenitev tveganja za organizme na območju Velikega Vrha in hkrati model za ekotoksikološke raziskave na degradiranih / onesnaženih območjih.

5 SUMMARY

Transfer of metals from soil to tissues of selected free-living animals, i.e. small mammals (*Myodes glareolus*, *Microtus arvalis*, *Apodemus flavicollis*), *Parus major* and red fox (*Vulpes vulpes*), inhabiting Veliki Vrh, was studied. At the same time, risk assessment for these organisms was done on the basis of comparison of metal levels of plant and animal tissues to effect concentrations for liver, critical levels of metals, defined in Slovene legislation and Hazard Quotient (HQ) calculation. *Parus major*, a passerine bird, was replaced with *Turdus merula* which feeds on earthworms. On the basis of presented results, the following conclusions could have been made:

Meadow and forest ecosystems at Veliki Vrh, which were exposed (especially in the past) to huge amount of pollutants (including metals) from thermal power plant, are moderately polluted with Pb (forest soil, animal tissues), Hg (forest soil, animal tissues) and Cd (meadow soil, roots of grass and clovers). Furthermore, the comparison of metal levels in the upper and lower layers of forest soil indicate that thermal power plant can be an emission source of metals and sulphur, since Pb, Hg, Mo and S levels were statistically significantly higher in the upper soil (0-6 cm) in comparison with the lower forest soil (6-12 cm). The exception was

Pb, where the difference was insignificant.

Comparison of levels of metals determined in liver of small mammals captured on forest and meadow research plots was made as well. Hg levels in liver of *Apodemus flavicollis* from forest research plot were statistically significantly higher; on the contrary, Zn and Cd levels were statistically significantly lower in comparison with specimens from the meadow research plot. This corresponds to the determined levels of Hg and Cd in forest and meadow soil. These findings indicate that metals can transfer from soil to tissues of selected free-living animals. Based on BCF (bioconcentration) calculation we assessed that roots (Cd, Mo) and earthworms (Cd, Zn, Hg, Pb) could be the most significant route of metal exposure for small mammals, *Parus major* and *Turdus merula*.

The increased levels of Pb, Hg and Mo in forest soil and Cd in meadow soil at Veliki Vrh were reflected in the increased levels of these metals (especially Pb and Hg) in animal samples and in composite samples of grass and clovers in comparison with reference location. Most significant differences were found for Hg, where measured Hg levels in liver of *Myodes glareolus* were on average 7,2-fold higher, in liver of *Apodemus flavicollis* 3,8-fold and in tail feathers of *Parus major* 5,5-fold higher in comparison with reference location (Logarska dolina). Nevertheless, the risk for selected free-living animals is in general insignificant, since the determined levels of Hg, Pb and Cd were below critical (small mammals, red fox) and lethal levels (earthworms). But there is a probability of risk due to the intake of mercury in red fox through *Myodes glareolus* and Pb in *Turdus merula* through earthworms, if these food sources constitute at least half of the diet of these organisms.

6 ZAHVALA

6 ACKNOWLEDGEMENTS

Raziskavo je financirala Javna agencija RS za raziskovalno dejavnost v sklopu projekta L1-4320 iz državnega proračuna in Termoelektrarna Šoštanj; obema financerjema se iskreno zahvaljujemo.

7 LITERATURA

7 REFERENCES

- Abt K.F., Bock W.F. 1998. Seasonal variation of diet composition in farmland field mice *Apodemus* ssp. and bank voles *Clethrionomys glareolus*. *Acta Theriologica*; 43 (4): 379-389.
- Agencija Republike Slovenije za okolje (ARSO), 2017. Emisije snovi v zrak iz industrijskih objektov za leto 2012. http://okolje.arso.gov.si/onesnazevanje_zraka/devices.
- Al Sayegh Petkovšek S. 2008. Glive kot odzivni in akumulacijski bioindikatorji onesnaženosti gozdnih rastišč. Doktorska disertacija. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.
- Al Sayegh Petkovšek S. 2013. Forest biomonitoring of the largest Slovene thermal power plant with respect to reduction of air pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 1809-1823.
- Al Sayegh Petkovšek S., Kopušar N., Kryštufek B. 2014. Small mammals as biomonitors of metal pollution: a case study in Slovenia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (7): 4261-4274.
- Al Sayegh Petkovšek S., Kopušar N., Tome D., Kryštufek B. 2015. Risk assessment of metals and PAHs for receptor organisms in differently polluted areas in Slovenia. *Science of the Total Environment*, 532: 404-414.
- Al Sayegh Petkovšek S., Pokorny B. 2013. Lead and cadmium in mushrooms from the vicinity of two large emission sources in Slovenia. *Science of the Total Environment*, 443: 944-954.
- Al Sayegh Petkovšek S., Poličnik H., Ramšak R., Mavec M., Pokorny B. 2010. Ecological remediation of the Šoštanj Thermal Power Plant with respect to sustainable development of the Šalek Valley, Slovenia. *Thermal Science*, 14 (3): 773-782.
- Al Sayegh Petkovšek S., Tome D., Pokorny B. 2010a. Ocena tveganja zaradi prehoda svinca (Pb) iz tal preko prehranjevalne verige v male sesalce (na primeru pehotnih streljišč). *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 91: 13-30.
- Al Sayegh Petkovšek S., Vrbič Kugonič N., Finžgar L., Šešerko M., Glinšek A., Bole M., Druks Gajšek P., Petrič M., Kogovšek J., Jelenko I., Košir P., Čarni A., Marinšek A., Šilc U., Zelnik I., Tome D., Božič G., Levanič T., Kraigher H., Pokorny B. 2009. Pehotna streljišča kot dejavniki tveganja za okolje s poudarkom na ekološki sanaciji pehotnega streljišča na vojaškem poligonu Poček, končno poročilo, DP 12/02/09. Velenje, ERICo, 311 str.
- Alleva E., Francia N., Pandolfi N., De Marinsins A.M., Chiarotti F., Santucci D. 2006. Organochlorine and heavy metal contaminants in wild mammals and birds of Urbino-Pesaro Province, Italy: an analytical overview for potential bioindicators. *Arch Environ Contam Toxicol*, 51: 123-134.
- Alloway B J. 1995. Heavy metals in soils. London: Blackie Academic and Professional.
- ATSDR. The priority list of hazardous substances. Agency for toxic substances and disease registry; 2011. http://www.atsdr.cdc.gov/spl/resources/ATSDR_2013_SPL_Detailed_Data_Table.pdf
- Banerjee S., Gothwal R., Sahu P.K. Sao S. 2015. Microbial Observation in Bioaccumulation of Heavy Metals from the Ash Dyke of Thermal Power Plants of Chhattisgarh, India. *Advances in Bio-science and Biotechnology*, 6: 131-138.
- Battaglia A., Ghidini, S., Campanini, G., Spaggiari, R. 2005. Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60: 61-66.
- Becker, 2003. Chapter 19: Biomonitoring with birds. In B. A. Market, A. M. Breure & H. G. Zechmeister, *Bioindicators and Biomonitors*, vol. 6 (pp. 677-737). Elsevier Science Ltd.
- Belskii E., Belskaya E. 2013. Diet composition as a cause of different contaminant exposure in two sympatric passerines in the Middle Urals, Russia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97: 67-72.
- Bennet J.R., Kaufman C.A., Koch I., Sova J., Reimer K.J. 2007. Ecological risk assessment of lead contamination at rifle and pistol ranges using techniques to account for site characteristics. *Science of the Total Environment*, 374: 91-101.

- Bilandžić N., Deždek D., Sedak M., Đokič M., Solumun B., Verenina I., Knežević Z., Savica A. 2010. Concentration of trace elements in tissue of red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) from suburban and rural areas in Croatia. Bull Environm Cona-min Toxicol, 85: 486-491.
- Burger J., Gochfeld M., Jeitner C., Burke S., Volz C., Snigaroff, R., Snigaroff D., Shukla T., Shukla S. 2006. Mercury and other metals in eggs and feathers of glaucous-winged gulls (*Larus glaucescens*) in the Aleutians. Environmental Monitoring and Assessment, 152: 179-194.
- Burger J. 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. Review of Environmental Toxicology, 5: 203-311.
- Carsolini S., Focardi S., Leonzio C., Lovari S., Monaci F., Romeo G., 1999. Heavy metals and chlorinated hydrocarbon concentrations in the red fox in relation to some biological parameters. Environmental Monitoring and Assessment, 54: 87-100.
- Chesoh S., Lim A. 2015. Monitoring of thermal power plant operation on aquatic ecosystem in tropical estuarine river of Thailand, 2008-2013. E-proceedings of the 36th IAHR World Congress, 28 June - 3 July, the Hague, Netherlands.
- Costa R.A., Eeva T., Eira C., Vaqueiro J., Vingada J.V. 2013. Assessing heavy metal pollution using Great Tits (*Parus major*): feathers and excrements from nestings and adults. Environmental Monitoring Assessment, 185(6): 5339-44.
- Damek-Poprawa M., Sawicka-Kapusta K. 2003. Damage to the liver, kidney, and testis with reference to burden of heavy metals in yellow-necked mice from areas around steelworks and zinc smelter in Poland. Toxicology, 168: 1-10.
- Damek-Poprawa M., Sawicka-Kapusta K. 2004. Histopathological changes in liver, kidneys, and testes of bank voles environmentally exposed to heavy metals emissions from the steelworks and zinc smelter in Poland. Environmental Research, 96: 72-78.
- Dauwe T., Janssens E., Bervoets L., Blust R., Eens M. 2004. Relationships between metal concentrations in great tit nestlings and their environment and food. Environmental Pollution, 131: 373-380.
- Dip R., Stieger C., Deplazes P., Heggin D., Mueller U., Dafflon O., Koch H., Naegel H. 2001. Comparison of heavy metal concentrations in tissues of red foxes from adjacent urban, suburban, and rural areas. Arch Environ Contam Toxicol, 40: 551-556.
- Dmowski K. 2000. Environmental monitoring of heavy metals with magpie (*Pica pica*) feathers - an example of Polish polluted and control areas. In: B. Market, K. Friese, Trace elements - Their distribution and effects in the environment. Elsevier Science B. V, pp. 455-477.
- Dobrzanski Z., Filistowicz A., Przysiecki P., Filistowicz A., Nowicki S., Walkowiak K., Czyz K. 2014. Mercury bioaccumulation in hair and skin of arctic foxes (*Vulpes lagopus*) and silver fox (*Vulpes vulpes*) in rural and urbanized region. Czech J. Anim. Sci., 59: 480-487.
- Eans M., Pinxten R., Verheyen R.F., Blust R., Bervoets L. 1999. Great and blue tits as indicator of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems. Ecotoxicology Environmental Safety, 44: 81-85.
- Eisler R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. US fish and Wildlife Service, Biological Report USFWS, 85/1.10, Laurel, MD.
- Gerl, T. 2004. Načela varstva naravne dediščine na primeru krajinskega parka Logarska dolina. Magistrsko delo [študij varstvo naravne dediščine], Univerza v Ljubljana.
- Gómez-Ramírez P., Shore R.E., van den Brink N.W., van Hattum B., Bustnes J.O., Duke G., et al. 2014. An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. Environment International 67: 12-21.
- Hamers T., van den Berg J.H.M., van Gestel C.A.M., van Schooten F., Murk A.J. 2006. Risk assessment of metals and organic pollutants for herbivorous and carnivorous small mammal food chains in a polluted floodplain (Biesbosch, The Netherlands). Environmental Pollution, 144: 581-595.
- Hirano T., Tamae K. 2011. Earthworms and Soil Pollutants. Sensors, 11: 11157-11167.
- Hobbelen P.H.F., Koolhaas J.E., Van Gestel C.A.M. 2006. Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to the total and available metal concentrations in field soil. Environmental Pollution 144: 639-646.
- Hoekstra P.F., Braune B.M., Elkin B., Armstrong F.A., Muir D.C. 2003. Concentrations of selected essential and non-essential elements in arctic fox (*Alopex lagopus*) and wolverines (*Gulo gulo*) from Canadian Arctic. Science of the Total Environment, 309: 81-92.
- Holmstrup M., Sorensen J.G., Overgaard J., Bayley M., Bindsbol A., Sloth S et al. 2011. Body metal concentrations and glycogen reserves in earthworms (*Dendrobaena octaedra*) from contaminated and uncontaminated forest soil, Environmental Pollution, 159: 190-197.
- Jelenko I., Pokorny, B. 2010. Historical biomonitoring of fluoride pollution by determining fluoride concentrations 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.
- Kabata-Pendias A. 2001. Trace Elements in Soils and Plants, 3rd edition. Florida: CRC Press LLC, Boca Raton.
- Kabir E., Ray S., Kim K.H., Yoon H.O., Jeon E.C., Kim Y.S., et al. 2012. Current status of trace metal pollution in soils affected by industrial activities. The Scientific World Journal [916705], DOI: 10.1100/2012/916705.
- Kaufman C.A., Bennet J.R., Koch I., Reimer K.J. 2007. Lead bioaccessibility in food web intermediates and the influence on ecological risk characterization. Environmental Science Technology 41: 5902-5907.
- Kennette D., Hendershot W., Tomlin A., Sauve S. 2002. Uptake of trace metals by earthworm *Lumbricus terrestris* L. in urban contaminated soil. Applied Soil Ecology, 19: 191-198.
- Kozoderc K. 2015. Analiza kovin v ptičjem perju: pilotna vpeljava metode v Talum inštitutu, d.o.o. magistrsko delo. Univerza v Mariboru. Fakulteta za naravoslovje in matematiko.
- Kryštufek B. 1991. Sesalci Slovenije. Ljubljana, Prirodoslovni muzej.
- Kugonič N., Stropnik M. 2001. Vsebnosti težkih kovin v tleh in rastlinah na kmetijskih površinah v Šaleški dolini. Zaključno poročilo. ERICO Velenje, DP-240/02/01. Velenje.
- Levengood J.M., Heske, E.J. 2008. Heavy metal exposure, reproductive activity, and demographic patterns in white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) inhabiting a contaminated floodplain wetland. Science of the Total Environment, 389: 320-328.
- Ma W.C. 1989. Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alternations in small mammals. Archives of Environmental Contamination, 18: 617-622.
- Ma W.C. 1996. Lead in mammals. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW, editors. Environmental contaminants in wildlife. New York, Lewis publishers.
- Ma W.C., Denneman W., Faber J. 1991. Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead in contaminated terrestrial ecosystems. Archives of Environmental Contamination Toxicology, 18: 266-270.
- Mandal A., Sengupta D. 2006. An assessment of soil contamination due to heavy metals around a coal-fired thermal power plant in India. Environ Geol, 51: 409-420.

- Marques C.C., Sanchez-Chardi A., Gabriel S.I., Nadal J., Viegas-Crespo A.M., Da Luz Mathias M. 2007. How does the great white-toothed shrew, *Crocidura russula*, respond to long-term heavy metal contamination? A case study. *Science of the Total Environment*, 376: 128-133.
- Martiniakova M., Omelka R., Grosskopf B., Jančova A. 2010a. Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) and bank voles (*Myodes glareolus*) as zoomonitors of environmental contamination at a polluted area in Slovakia. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 52-58.
- Martiniakova M., Omelka R., Jančova A., Stawarz R., Formicki G. 2010b. Heavy metal content in the femora of yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) from different types of polluted environment in Slovakia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 171: 651-660.
- Millan J., Mateo R., Taggart M.A., Lopez-Bao J.V., Viota M., Monsalve L., Camarero P.R., Blazquez E., Jimenez B. 2008. Levels of heavy metals and metalloides in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from southern Spain. *Sci Total Environ*, 399: 193-201.
- Morgan J.E., Morgan A.J. 1988. Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils. *Environmental pollution*, 54: 123-138.
- Morgan J.E., Morgan A.J. 1999. The accumulation of metals (Cd, Cu, Pb, Zn, and Ca) by two ecologically contrasting earthworms species (*Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa*): implications for ecotoxicological testing. *Applied Soil Ecology*, 13: 9-20.
- Mršič, N. 1997. Živali naših tal. Ljubljana, Tehniška založba Slovenije.
- Nahmani J., Hodson M.E., Black S. 2007. Effects of metals on life cycle parameters of the earthworms *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated, metal polluted soils. *Environmental Pollution*, 149: 44-58.
- Nei L., Kruusma J., Ivask M., Kuu A. 2009. Novel approaches to bioindication of heavy metals in soil contaminated by oil shale wastes. *Oil Shale*, 26(3): 424-431.
- Pankakoski E., Koivisto I., Hyvarinen H., Terhivuo J. 1994. Shrews and indicators of heavy metal pollution. In: Merit JF, Kirkland GL, Rose RK, editors. *Advance in the biology of shrews*. Pittsburgh: Carnegie Museum of Natural History, 18: 137-149.
- Pokorny B. 2003. Notranji organi in rogovje srnjadi (*Capreolus capreolus* L.) kot bioindikatorji onesnaženosti okolja z ioni težkih kovin. Doktorska disertacija. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.
- Poličnik H. 2008. Ugotavljanje onesnaženosti zraka s kartiranjem epifitskih lišajev in z analizo akumulacije težkih kovin. Doktorska disertacija. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.
- Pravilnik o količinah pesticidov in drugih strupenih snovi, hormonov, antibiotikov in mikotoksinov, ki smejo biti v živilih. Uradni list SFRJ št. 59/83.
- Pravilnik o onesnaževalcih v živilih. Uradni list RS, št. 69/2003.
- Pravilnik o pogojih za zagotavljanje varnosti krme. Uradni list RS, št. 101/2006.
- Reinecke A.J., Reinecke S.A., Musilbono D.H., Champan A. 2000. The transfer of lead (Pb) from earthworms to shrews (*Mysorex varius*). *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 39: 392-397.
- Roodbergen M., Klok C., Van Der Hout A. 2008. Transfer of heavy metals in food chain earthworm Black-tailed godwit (*Limosa limosa*): Comparison of polluted and reference site in the Netherlands. *Science of the Total Environment*, 406: 407-412.
- Salinska A., Wlostowski T., Maciak S., Laszkiewicz-Tiszezenko B. 2012. Combined effect of dietary Cadmium and benzo(a)pyrene on metallothionein induction and apoptosis in the liver of kidney of bank voles. *Biological Trace Element Research*, 147: 189-194.
- Sample B.E., Opresko D.M., Suter G.W. 1996. *Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision, ES/ER/TM-86/R3*. Risk Assessment Program Health Science Research Division. Oak Ridge, Tennessee 37831.
- Sánchez-Chardi A., García-Pando M., Lopez-Fuster M. 2013. Chronic exposure to environmental stressors induced fluctuating asymmetry in shrews inhabiting protected Mediterranean sites. *Chemosphere*, 93: 916-923.
- Sánchez-Chardi A., Lopez-Fuster M. 2009. Metal and metalloid accumulation in shrews (Soricomorpha, Mammalia) from two protected Mediterranean coastal sites. *Environmental Pollution*, 157: 1243-1248.
- Sánchez-Chardi A., Lopez-Fuster M., Nadal J. 2007. Bioaccumulation of lead, mercury, and cadmium in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, from the Elba Delta (NE Spain): Sex- and age-dependent variation. *Environmental Pollution*, 145: 7-14.
- Sánchez-Chardi A., Marques C.C., Nadal J., Da Luz Mathias M. 2007a. Metal bioaccumulation in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, inhabiting an abandoned pyrite mine site. *Chemosphere*, 67: 121-130.
- Sánchez-Chardi A., Nadal J. 2007. Bioaccumulation of metals and effects of landfill pollution in small mammals. Part I. The great white-toothed shrew, *Crocidura russula*. *Chemosphere*, 68: 703-711.
- Sánchez-Chardi A., Oliveira Riberio C.A., Nadal J. 2009. Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocidura russula* inhabiting the protected wetland of Donana. *Chemosphere*, 76: 387-394.
- Sánchez-Chardi A., Panarroja-Matutano C., Oliveira Riberio C.A., Nadal J. 2007b. Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals. Part II. The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. *Chemosphere*, 70: 101-109.
- Scheifler R., Coeurdassier M., Morilhat C., Bernard N., Faivre B., Flicoteaux P., Giraudoux P., Noël P., Rieffel D., de Vaufléury A., Badot P.M. 2006. Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Science of the Total Environment*, 371: 197-205.
- Schleich C.E., Beltrame M.O., Antenucci C.D. 2010. Heavy metal accumulation in the subterranean rodent *Ctenomys talarum* (Rodentia: Ctenomyidae) from areas with different risk of contamination. *Folia Zoologica*, 59(2): 104-114.
- Shore R.F., Rattner B.A. (Eds) 2001. *Ecotoxicology of wild mammals*. Wiley, Chichester, New York, Weinheim.
- Sneddon J., Clemente R., Riby P., Lepp N.W. 2009. Source-pathway-receptors investigation of the fate of trace elements derived from shot-gun pellets discharged in terrestrial ecosystems managed for game shooting. *Environmental Pollution*, 157: 2663-2669.
- Stanley W., Rosce D.E. 1996. The uptake and effects of lead in small mammals and frogs at a trap and skeet range. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 30: 220-226.
- STATSOFT. Statistica for Windows 7.1. Tulsa, StatSoft.
- Świergosz-Kowalewska R., Gramatyka M., Reczynski W. 2005. Metal distribution and interactions in tissues of shrews (*Sorex* spp.) from copper and zinc-contaminated areas in Poland. *Journal of Environmental Quality*, 34: 1519-1529.
- Tête N., Durfort M., Rieffel D., Scheifler R., Sánchez-Chardi A. 2014. Hystopathology related to cadmium and lead bioaccumulation in chronically exposed wood mice, *Apodemus sylvaticus*, around a former lead smelter. *Science of the total Environment*, 481: 167-177.

Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih imisijskih vrednostih nevarnih snovi v tleh. Uradni list RS, št. 68/1996.

US EPA. Ecological risk assessment Step 2; 2011 [<http://www.epa.gov/R5Super/ecology/erasteps/erastep2.html>] (23.2.2015)].

Van den Brink N., Lammertsma D., Dimmers W., Boerwinkel M.C., van der Hout A. 2010. Effect of soil properties on food web accumulation on heavy metals in the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). Environmental Pollution, 158: 245-251.

Vrbič Kugonič N., 2009. Privzem kovin pri izbranih rastlinskih vrstah na območjih obremenjenih z energetske in topilniško dejavnostjo. Doktorska disertacija. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta.

Wijnhoven S., Leuven R.S.E.W., Van Der Velde G., Eijsackers H.J.P. 2008. Toxicological risk for small mammals in a diffusely and moderately polluted floodplain. Science of the Total Environment, 406: 401-406.