

### **3.3 EKOLOŠKO TVEGANJE ZARADI PREHODA KOVIN IZ TAL PEHOTNIH STRELIŠČ V PREHRANJEVALNE VERIGE**

dr. Samar Al Sayegh Petkovšek<sup>1</sup>, univ. dipl. biol.

Ida Jelenko<sup>1</sup>, univ. dipl. geog.

doc. dr. Boštjan Pokorny<sup>1</sup>, univ. dipl. gozd.

<sup>1</sup>ERICo Velenje, Inštitut za ekološke raziskave d.o.o., Koroška 58, 3320 Velenje

### 3.3 EKOLOŠKO TVEGANJE ZARADI PREHODA KOVIN IZ TAL PEHOTNIH STRELIŠČ V PREHRANJEVALNE VERIGE

#### 3.3.1 Uvod

V svetu delujejo številna strelišča, tako vojaška kot tudi tista, ki so namenjena uporabi v športne in ostale namene. V naši državi jih Slovenska vojska uporablja osem, v ZDA pa obstaja na primer več kot 12.000 manjših pehotnih strelišč. Porabljeno strelivo na streliščih je lahko vir onesnaženja s kovinami in še posebej s svincem (Pb) (ITRC, 2003). V povprečju vojaški izstrelki vsebujejo več kot 90 % Pb, 1 – 7 % antimona (Sb), < 2 % arzena (As) in < 0,5 % niklja (Ni); cink (Zn) in baker (Cu) pa tvorita ovoj, ki prekriva izstrelke (Robinson in sod., 2008; Snedonn in sod., 2009). Od 500 t do 600 t Pb je letno vneseno v tla na streliščih na Švedskem (Lin, 1995), v Švici več kot 400 t letno (Robinson in sod., 2008), v Kanadi je ta količina okoli 2000 ton letno (Scheuhammer in sod., 1995). V ZDA je bilo v rekreativne (nevojaške) namene porabljenih v prejšnjem stoletju 3 milijone ton svinčenih izstrelkov (Craig in sod., 1999). Tako velike obremenitve tal s Pb na streliščih predstavljajo tveganje za okolje (Chen in Daroub, 2002; Cao in sod., 2003, 2003a). Ko elementaren svinec pride v stik s tlemi, je podvržen oksidacijskim, karbonizacijskim in hidracijskim kemijskim reakcijam; njegova končna oblika so minerali hidrocerusita ( $Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$ ), cerusita ( $PbCO_3$ ), anglesita ( $PbSO_4$ ) in svinčev oksid ( $PbO$  – masikot). V 6 do 13 letih se ga od 5 do 17 % preoblikuje; ocenjujejo, da je za popolno kemijsko transformacijo potrebnih 100 do 300 let. Pogoj za mobilnosti Pb je oksidacija kovine, pri kateri se tvorijo karbonati in sulfati, ki so v ovoju, ki obdaja konice izstrelkov. Njegovo mobilnost v tleh (oziroma stopnjo oksidacije) in posledično okoljsko tveganje povečuje kisel pH, nizka vsebnost organskih snovi, velike količine padavin in plitva podtalnica. Tudi fizične poškodbe (abrazije) svinčenih izstrelkov (še zlasti tistih z večjim premerom), ki potujejo skozi tla, ustvarjajo majhne kovinske delce, ki se hitro preoblikujejo v svinčeve minerale in predstavljajo tveganje za onesnaženje podtalnice na območjih strelišč. Onesnaženost s svincem (tako povečanje absolutnih vsebnosti Pb v tleh kot tudi kemijske transformacije iz inertne elementarne oblike Pb v reaktivno (topno) obliko) se lahko pojavi na streliščih, ki so jih šele začeli uporabljati; torej povečane vsebnosti Pb v tleh niso le odraz dolgotrajne uporabe strelišč (Hardison in sod., 2004).

Onesnaženost pehotnih strelišč s kovinami ima nekatere specifične značilnosti, kot so: (a) pojavljanje večinoma trdnih in netopnih oblik Pb; vsebnosti Pb v tleh strelišč so zelo variabilne in se nahajajo od relativno majhnih (nekoliko nad naravnim ozadjem) do izredno velikih vsebnosti (> 90.000 mg/kg na zaščitnih nasipih); (b) posledično so tla onesnažena neenakomerno (nehomogeno) in tako je dejanski obseg onesnaženosti težko natančno določiti; (c) velikost in mobilnost delcev je zelo različna (od relativno inertnih in nemobilnih svinčenk šibrovk do potencialno topnih ter mobilnih mikroskopskih delcev); (d) onesnaženje se pojavlja mikrolokacijsko in ponavadi vpliva le na del območja, kjer se prehranjujejo izbrani organizmi (Bennet in sod., 2007). Kljub temu, da večina Pb lahko ostane v inertni obliki v ostankih streliv tudi sto let in več, pa se ga del stalno preoblikuje zaradi fizičnih ter kemijskih reakcij v topne oblike, ki se lahko bioakumulirajo in predstavljajo pomembno okoljsko tveganje. Dolg zadrževalni čas svinca v tleh hkrati to tveganje podaljšuje (*»long-term environmental hazard«*) (Rantalainen in sod., 2006). Da obstoj pehotnih strelišč pomeni potencialno tveganje za zdravje ljudi, je sicer ugotovljeno že nekaj časa (Tripathi in sod., 1991), vendar pa so ekološki vplivi, kljub nekaterim raziskavam, relativno slabo proučeni. Vyas in sod. (2000) so izmerili povečane

vsebnosti Pb v tkivih vrabcev, druge raziskave pa so odkrile povečane vsebnosti Pb v tkivih žab in miši s strelišč ter ugotovile zastrupitev s tem elementom (Stansley in Rosce, 1996). Ugotovljeno je bilo, da so ptice pevke izpostavljene težkim kovinam zaradi uživanja hrane, ki vsebuje kovine, medtem ko je uživanje izstrelkov (zlasti šiber na športnih lovskih streliščih) najpomembnejša pot vnosa kovin v telo malih sesalcev. Onesnaženost pričakovano najbolj vpliva na talne organizme (npr. mikrobi in enhitrejidni deževniki); dokazali so tudi zmanjšano tvorbo opada v borovih gozdovih, ki so preraščali strelišče (Rantalainen in sod., 2006). Natančneje so vire, prenos in kopičenju Pb v prehranjevalnih verigah raziskali v študiji, ki obravnava tri pehotna strelišča v jugovzhodnem delu Ontaria v ZDA, kjer letno izstrelijo od 20.000 do 29.000 izstrelkov na posameznem strelišču (Bennet in sod., 2007). Izračunali so tveganje za posamezne organizme (potencialne receptorje (sprejemnike) Pb)), ki se prehranjujejo na območju teh strelišč. Povečano tveganje so dokazali za ameriškega drozga (*Turdus migratorius*) in rovko (*Blarina brevicauda*), ki se prehranjujeta na razmeroma majhnem območju predvsem z deževniki, ki kopičijo svinec. Tudi za belorepega kunca (*Sylvilagus floridanus*) so ocenili, da obstaja povečano tveganje zaradi prehranjevanja z rastlinami, ki kopičijo Pb. Študija je zlasti poudarila, da je pri ocenitvi ekološkega tveganja pomembno poznati specifične značilnosti posameznih strelišč, kot so onesnaženost mikrolokacij, kopičenje prahu na rastlinah in biodostopnost svinca. Glede na povečane vsebnosti Pb v rastlinah so odsvetovali košnjo trave v bližini zaščitnih nasipov. Poudarili so tudi, da je v primeru odstranitve trave s tega območja, treba obravnavati pokošeno rastlinje kot material, ki je potencialno zelo onesnažen s Pb (*ibid.*).

Z določitvijo kovin in še posebej Pb v tkivih izbranih receptorskih organizmov (mali sesalci in ptice pevke) smo želeli ugotoviti njihovo potencialno izpostavljenost kovinam. Kovine so namreč uvrščene v sam vrh najbolj problematičnih snovi zaradi svoje strupenosti, saj so rakotvorne, teratogene, genotoksične in hepatotoksične tako za živali kot tudi za človeka, in sicer zaradi svoje dolgoživosti v okolju ter sposobnosti kopičenja v višjih členih prehranjevalnih verig (Adriano, 2001; ATSDR, 2005; Sanchez-Chardi in sod., 2007a, 2007b). Z izborom organizmov, ki živijo in se prehranjujejo na območju pehotnih strelišč (uživanje hrane ter tal je namreč najpomembnejši način vnosa kovin v organizem (Sneddon in sod., 2009)) smo skušali ugotoviti prenos kovin v sistemu tla – rastline / deževniki – mali sesalci / ptice pevke in oceniti, ali kovine prehajajo v višje člene prehranjevalnih verig ter ali obstaja ekološko tveganje za te organizme.



Slika 3.3-1: Samica (levo) in samec (desno) domačega vrabca (*Passer domesticus*) (foto: D. Tome, 2009).

### 3.3.1.1 Ptice kot bioindikatorji onesnaženosti okolja s kovinami

Ptice so pomembni in pogosto uporabljeni bioindikatorji stanja okolja, saj jih je relativno lahko opazovati, so ena izmed najbolj preučenih skupin organizmov, hkrati so tudi predmet pozornosti in skrbi javnosti. Top predatorji, kot so mesojede plenilke (npr. ujede) in morske ptice, kopičijo strupene snovi, ki lahko vplivajo na fiziologijo, razmnoževanje ter celo povzročijo smrt osebkov; slednje vpliva na ogroženost in propadanje populacij različnih vrst ptic. V preteklosti so bile omenjene spremembe pogosto prvo opozorilo okoljskih sprememb. Ptice so kvalitativni in kvantitativni akumulacijski bioindikatorji onesnaženosti okolja s pesticidi in kovinami. Nadalje, obsežne muzejske zbirke ptic omogočajo retrospektivne analize onesnaženosti okolja. Kot odzivni bioindikatorji odražajo spremembe okolja s spremembami v svoji fiziologiji in razmnoževanju (npr. debelina jajčnih lupin, uspešnost razmnoževanja). Ptice kot bioindikatorje so uvrstili v različne biomonitoringe z namenom: (a) prikazati oz. ugotoviti časovne in prostorske trende v kemijskem onesnaževanju kopenskih ter vodnih ekosistemov; (b) spremljati onesnaženost morja z olji; (c) prepoznati različne okoljske spremembe, kot so spremembe in drobitev habitatov ter klimatske spremembe (povzeto po Becker, 2003).

Ena izmed bistvenih lastnosti ptic kot bioindikatorjev je njihova sposobnost **kopičenja kovin v njihovih tkivih** v odvisnosti od izpostavljenosti kovinam. Z uporabo ptic kot akumulacijskih bioindikatorjev lahko ocenjujemo, ali kovine v nekem okolju predstavljajo potencialno tveganje za to okolje zaradi njihovega prenosa iz tal v biosfero (biocenoza oz. življenjsko združbo). Vnos kovin v telo ptic je možen s hrano, z vodo, z dihanjem in s čiščenjem peres (vnos delcev, ki so na površini perja). Kljub temu, da se kovine kopičijo v različnih organih oziroma tkivih (mišica, jetra, ledvice, kosti), se največkrat uporabljajo neinvazivne metode, kjer se ptice ne poškodujejo in se analizirajo perje, jajca ali iztrebki (Dauwe in sod., 2004; Battaglia in sod., 2005; Scheifer in sod., 2006; Roodbergen in sod., 2008). Vsebnosti kovin v notranjih organih (jetra in ledvice) so odraz nedavne izpostavljenosti, medtem ko so vsebnosti v kosteh odraz kronične izpostavljenosti kovinam. **Perje**, ki je ciljni organ naših raziskav, lahko ima vlogo shranjevanja in hkrati tudi odstranjevanja kovin. Vsebnosti kovin v perju so praviloma odraz koncentracij kovin v krvi v kratkem obdobju rasti peres, ko so le-ta v stiku s krvžilnim sistemom. Še posebej je slednje značilno za živo srebro (Hg), kjer je bila ugotovljena nehomogena razporeditev Hg v primarnih repnih peresih skobca (*Accipiter nisus*) in čuka (*Athene nocta*). Na vsebnosti ostalih kovin (aluminij (Al), kobalt (Co), nikelj (Ni), Zn (cink) in Pb) najverjetneje najmočneje vpliva zunanja kontaminacija (Battaglia in sod., 2005; Dauwe in sod., 2004). Na različno vsebnost kovin v različnih tipih perja pa vplivata, poleg odlaganja kovin na površino peres, tudi način golitve in pigmentacija perja (Dauwe in sod., 2003).

V študijah kroženja Pb v prehranjevalnih verigah ptic je bil dokazan prenos omenjene kovine iz tal travnikov, kjer gnezdi črnorepi kljunač (*Limosa limosa*), preko deževnikov v jajca in perje te vrste. Deževniki, ki so v obdobju gnezdenja kljunačev njihov glavni vir hrane, namreč močno kopičijo kovine (Roodbergen in sod., 2008). Prenos Pb je bil ugotovljen tudi v prehranjevalni verigi kosov (*Turdus merula*) iz urbanega (mestnega) okolja. Slednje dokazuje, da prisotnost Pb lahko predstavlja okoljsko tveganje za kosa; Pb je namreč v tleh zelo obstojen, hkrati pa se prenaša preko deževnikov v višje člene prehranjevalnih verig (Scheifer in sod., 2006). Dokazana je bila soodvisnost med vsebnostjo kovin v perju in izločkih goličev velike sinice (*Parus major*) v vplivnem območju metalurške tovarne v Flandriji ter vsebnostjo kovin v larvah metuljev in semenu rastlin, s katerimi se prehranjujejo velike sinice (Dauwe in sod., 2004). Hkrati pa niso ugotovili vpliva onesnaženosti s kovinami na morfološke znake (dolžina telesa in kril, masa

telesa) ter na zdravstveno stanje odraslih velikih sinic (*ibid.*). **Ptice pevke**, kamor sodijo tudi kos, sraka in velika sinica, so **uporabni pokazatelji točkovnih virov onesnaženja v kopenskih ekosistemih** (mikrolokacijska onesnaženost). Velika sinica (*Parus major*) in plavček (*Parus caeruleus*) sta se izkazali kot primerni bioindikatorski vrsti lokalne izpostavljenosti kovinam, saj je bila ugotovljena razlika med vsebnostjo kovin v peresih odraslih velikih sinic in plavčkov iz onesnaženih ter referenčnih lokacij; vrsti nista selivki, njun življenjski prostor je majhen, hkrati pa naseljujeta številna območja v Evropi (Eens in sod., 1999). Tudi sraka (*Pica pica*) je primerna bioindikatorska vrsta, saj se pojavlja povsod v Evropi, v severni Afriki, v velikem delu Azije in zahodnih delih severne Amerike, ima relativno majhen življenjski prostor in ni selivka. V različno onesnaženih območjih Poljske so v obdobju 1989-1993 analizirali perje srak in ugotovili, da so bile največje vsebnosti izmerjene v najbolj onesnaženih območjih – to je v okolici topilnic cinka, svinca, bakra in kroma; še posebej velike so bile vsebnosti Pb in kadmija (Cd) (Dmowski, 2000).

Preglednica 3.3-1: Pregled vsebnosti Pb (mg/kg suhe teže) v peresih različnih vrst ptic.

vrsta ptice, vrsta perja <sup>1</sup>	Pb (mg/kg) <sup>2</sup>	območje	referenca
Črnorepi kljunač ( <i>Limosa limosa</i> )	2,79 (0,73 – 10,8)  1,66 (0,49 – 10,2)	onesnaženo območje (Nizozemska)  referenčno območje	Roodbergen in sod., 2008
Kmečka lastovka ( <i>Hirundo rustica</i> )	43,0 – 82,0	ob avtocesti, Maryland (ZDA)	Grue in sod., 1984
Kos ( <i>Turdus merula</i> ), puh	3,20 ± 1,80	urbano, mestno okolje, Francija	Scheifler in sod., 2006
Kos ( <i>Turdus merula</i> )	16,9 – 57,7* 7,30 – 410**	zelo onesnaženo območje, Nemčija	Weyers in Glück, 1988
Plavček ( <i>Parus caeruleus</i> )	64,0 ± 15,2	urbano okolje, Antwerpen (Belgija)	Eans in sod., 1999
Plavček ( <i>Parus caeruleus</i> )	3,70 ± 1,50	referenčna lokacija, Tenerifi (Španija)	Eans in sod., 1999
Skobec ( <i>Accipiter nisus</i> ), primarna peresa peruti	2,51 – 6,03	azil za živali v Flandriji (Belgija)	Dauwe in sod., 2003
Sraka ( <i>Pica pica</i> )	61,3 – 1.302 43,3 – 209 8,3 – 20,1	topilnice kovin, Poljska ostala industrijska območja, Poljska potencialno neonesnažena območja	Dmowski, 2000
Velika sinica ( <i>Parus major</i> )	12,6 ± 2,80	referenčna lokacija, Tenerifi (Španija)	Eans in sod., 1999
Velika sinica ( <i>Parus major</i> )	16,3 ± 1,80	urbano okolje, Antwerpen (Belgija)	Eans in sod., 1999
Velika sinica ( <i>Parus major</i> )	230 ± 31,2	okolica kovinsko predelovalne industrije, Antwerpen (Belgija)	Janssens in sod., 2001
Velika sinica ( <i>Parus major</i> )	0,22 – 2,60	različna oddaljenost od metalurške industrije	Dauwe in sod., 2004
Velika sinica ( <i>Parus major</i> )	10,8 – 145	različno onesnažene lokacije na Poljskem	Sawicka-Kapusta in sod., 1986

Opombe: <sup>1</sup> Analize so bile izvedene praviloma v repnih peresih, izjeme so navedene. <sup>2</sup> Predstavljen je interval od minimalnih do maksimalnih vsebnosti oz. povprečne vsebnosti z ustreznimi standardnimi odkloni. \*oprana peresa, vsebnosti so odvisne od starosti peresa (od 4 do 400 dni). \*\*neoprana peresa. Z zeleno barvo so označene vrednosti, izračunane za referenčne lokacije.



### 3.3.1.2 Mali sesalci kot bioindikatorji onesnaženosti okolja s kovinami

Mali sesalci (npr. miši, voluharice, rovke) so pomemben del ekosistemov in naseljujejo številne ekološke niše. Imajo pomembno vlogo v kroženju hranil, vplivajo lahko na združbe nevretenčarjev in rastlin, hkrati so plen mnogim plenilcem, ko poginejo, pa hrana številnim nevretenčarjem. So vmesna stopnja med nižjimi in višjimi trofičnimi nivoji, saj so pomembni v prehrani mesojedih ptic in sesalcev. Mali sesalci ustrezajo osnovnim zahtevam za uporabo v bioindikativnih študijih: **vsebnosti kovin v njihovih tkivih so odraz izpostavljenosti onesnaževanju, so splošno razširjeni, njihov življenjski prostor je omejen (teritorialen način življenja), imajo ustaljene prehrabene navade, njihovo življenjsko obdobje je kratko, rodnost velika in jih je enostavno vzorčiti. Zaradi majhne telesne teže in svojega metabolizma so bolj izpostavljeni okoljskim onesnažilom kot večji sesalci** (Lavengoog in Heske, 2008). To še posebej velja za mesojede predatorje talnih nevretenčarjev, kot so npr. rovke (Reinecke in sod., 2000; Marques in sod., 2007, Sanchez-Chardi in sod., 2007, 2007a, 2007b, 2009; Sanchez-Chardi in Nadal, 2007; Sanchez-Chardi in Lopez-Fuster, 2009).

Vsebnosti kovin v tkivih malih sesalcev odražajo obremenjenost okolja s kovinami. Povečane vsebnosti kovin so bile ugotovljene v tkivih malih sesalcev, ulovljenih ob topilnicah (Beyer in sod., 1985; Beyer in Storm, 1995), v bližini kovinsko predelovalne industrije (Hunter in sod., 1987), ob odlagališčih rudniške jalovine (Cooke in sod., 1990; Cooke in Johnson, 1996; Sanchez-Chardi in sod., 2007, 2009), na poplavnih rečnih ravnicah (Wijnhoven in sod., 2008; Lavengoog in Heske, 2008), v okolici odlagališč (Sanchez-Chardi in Nadal, 2007; Sanchez-Chardi in sod., 2007b) in prometnic (Chimiel in Harrison, 1981; Ieradi in sod., 1996; Getz in sod., 1997) ter na pehotnih streliščih (Stansley in Roscoe, 1996; Reinecke in sod., 2000; Lewis in sod., 2001; Bennet in sod., 2007). Če so izpostavljeni povečanim vsebnostim kovin, to vpliva na njihovo zdravstveno stanje in razmnoževanje; slednje so dokazali tudi za Pb (Pain, 1995; Ma, 1989, 1996).

Ekotoksikološko oceno tveganja so izdelali za male sesalce (rovke, voluharice in miši) iz poplavne ravnice reke Waal na Nizozemskem, ki je v zadnjih desetletjih vedno bolj obremenjena s kovinami. Največje vsebnosti so bile izmerjene v ledvicah in jetrih rovk. Kljub temu, da so bili prisotni toksikološki učinki na nivoju posameznega osebka, pa so le-ti na nivoju populacije omejeni. Izjemno velike vsebnosti kovin v posameznih osebkih odražajo mikrolokacijske »vroče točke«, ki jih je smiselno sanirati in tako zmanjšati tveganje za organizme (Wijnhoven in sod., 2008). Podobna raziskava je bila opravljena na območju, kjer so v preteklosti odlagali s kovinami obremenjene jezerske sedimente. Vsebnosti Cd, Pb in selena (Se) so bile večje v jetrih belonogih miši (*Peromyscus leucopus*), ki so bile ulovljene na onesnaženem območju, v primerjavi z referenčnim območjem. Vsebnosti Cd in Se so v nekaterih osebkih celo prekoračevale *kritične vsebnosti*, ki so bile ugotovljene v laboratorijskih poskusih z mišmi in podganami, medtem ko so bile vsebnosti Pb večinoma pod omenjeno mejo. Kljub očitnemu kopičenju kovin v tkivih analiziranih belonogih miši pa vpliva na njihovo pojavljanje in rodnost niso zasledili (Levengood in Heske, 2008).

V sklopu raziskave kopičenja kovin v tkivih hišne rovke (*Crocidura russula*) na območju opuščenega rudnika pirita na Portugalskem so ugotovili, da se v njenih tkivih kopičijo kovine (Pb, Hg, Cd in Ni), ki predstavljajo potencialno okoljsko tveganje na območju omenjenega rudnika. Poudariti velja tudi, da sezona, spol in starost vplivajo na vsebnosti kovin ter so vzrok veliki variabilnosti rezultatov (Sanchez-Chardi in sod., 2007, 2007b; Sanchez-Chardi in sod.,

2009). Dokazan je bil prenos Pb od **deževnikov** do rovk (*Mysorex varius*), ki so jih v laboratorijskih pogojih hranili z deževniki, ki so vsebovali povečane vsebnosti Pb. Vsebnosti Pb v jetrih in ledvicah tako hranjenih rovk so bile značilno večje od vsebnosti, izmerjenih v kontrolnih osebkih (Reinecke in sod., 2000). Podobno so ugotovili tudi v drugih raziskavah (Ma in sod., 1991), saj deževniki lahko kopičijo kovine v večjih količinah kot rastline in žuželke, hkrati pa so sposobni tolerirati relativno velike vsebnosti Pb. Povečane vsebnosti Pb v tkivih rovk s pehotnih strelišč so pokazale, da za to vrsto organizma obstaja tveganje, in sicer predvsem zaradi majhnega življenjskega prostora in prehranjevanja z deževniki, ki kopičijo Pb (Bennett in sod., 2007).

V pričujoči raziskavi smo uporabili štiri vrste malih sesalcev, in sicer: rumenogrlo miš (*Apodemus flavicollis*), travniško voluharico (*Microtus agrestis*) ter poljsko (*Crocidura leucodon*) in gozdno rovk (*Sorex araneus*), ki so primerni ter pogosto uporabljeni bioindikatorji stanja okolja (npr. Talmage in Walton, 1993; Read in sod., 1993; Reinecke in sod., 2000; Topashka-Ancheva in sod., 2003; Bennet in sod., 2007; Sanchez-Chardi in sod., 2007, 2009; Levensgood in Heske, 2008).



Slika 3.3-2: Poljska rovk (*Crocidura leucodon*) (levo zgoraj), gozdna rovk (*Sorex araneus*) (desno zgoraj), rumenogrlo miš (*Apodemus flavicollis*) (levo spodaj) in travniška voluharica (*Microtus agrestis*) (desno spodaj) (foto: S. Al Sayegh Petkovšek, november 2008).

Preglednica 3.3-2: Pregled vsebnosti Pb (mg/kg sveže teže) v tkivih malih sesalcev.

vrsta	tkivo	vsebnost	opombe	referenca
<b>družina miši (f. Muridae)</b>				
belonoga miš ( <i>Peromyscus leucopus</i> )	jetra	0,15 ± 0,82* (0,03-0,85)  (0,01-0,16) (0,01-0,07) (0,01-0,11)	onesnaženo območje  referenčne lokacije (0,2 do 5,4 km od onesnažene lokacije)	Levengood in Heske, 2008
	jetra	2,2-4,7	reducirana aktivnost krvnega encima ALAD	Beyer in sod., 1985
	jetra	4,98 (0,31-38,6) 0,98 (0,17-3,39)	strelišče referenčna lokacija	Stansley in Roscoe, 1996
hišna miš ( <i>Mus musculus</i> )	jetra	7,35 <sup>2</sup>	genetske poškodbe (emisije prometa)	Ieradi s sod., 1996
vrsta belonoge miši ( <i>Peromyscus maniculatus</i> )	jetra	0,77 <sup>3</sup>	spremembe ledvic (industrijsko onesnaževanje)	Kisseberth in sod., 1984
vrsta belonoge miši ( <i>Peromyscus spp.</i> )	jetra	1,19 <sup>5</sup>	vojaški poligon v ZDA	Lewis in sod., 2001
<b>družina voluharic (f. Arvicolidae)</b>				
rod voluharic ( <i>Microtus ssp.</i> )	jetra	0,04 (0,11)	onesnaženo območje	Levengood in Heske, 2008
<b>družina rovk (f. Soricidae)</b>				
vrsta rovke ( <i>Blarina brevicauda</i> )	jetra	(0,69)	onesnaženo območje	Levengood in Heske, 2008
	jetra	12,2 – 67,1	onesnaženo območje (emisije prometa)	Getz in sod., 1997
	jetra	34,1 0,46 (0,31 – 0,62)	strelišče referenca	Stansley in Roscoe, 1996
gozdna rovka ( <i>Sorex araneus</i> )	jetra	78,5 <sup>4</sup>	naraščajoče motnje v razvoju	Pankakoski in sod., 1994
	jetra	193	onesnaženo območje (emisije prometa)	Chmiel in Harrison, 1981
	jetra	610 ± 53,1 55,3 ± 11,9	onesnaženo območje (odlagališče) referenca	Andrews in sod., 1989
	jetra	550 (134; 1469) 53,7 (20; 102)	onesnaženo območje referenca	Ma, 1989
hišna rovka ( <i>Crocidura russula</i> )	jetra	5,26 ± 0,75 3,40 ± 0,49	okolica rudnika okolica odlagališč	Sanchez-Chardi in sod., 2007
		0,77 ± 0,09 1,93 ± 0,20	referenca	Sanchez-Chardi in Nadal, 2009
vrsta rovke ( <i>Myosorex varius</i> )	jetra	26,4 ± 9,60 (Me = 21,0)	območje Stellenbosch J Afriki; organizmi izpostavljeni kovinam	Reinecke in sod., 2000
	m**	42,9 ± 18,1 (Me = 23,0)		
	jetra	111,7 ± 32,8 (Me = 141,0)	laboratorij – hranjenje s kontaminirani deževniki	
	m	93,0 ± 43,4 (Me = 35,5)		

Opombe: \*Prikazujemo povprečne vsebnosti z odklonom zaupanja oziroma maksimalno vsebnostjo; v oklepaju je naveden interval od najmanjše do največje vsebnosti. \*\* Izmerjene vsebnosti Pb v mišičnini. <sup>2</sup>Objavljeno na suho težo, v prikazani tabeli je preračunano na svežo težo. <sup>3</sup>Najmanjša vsebnost, ki je že povezana z učinkom na organizem. <sup>4</sup>Objavljena maksimalna vrednost. <sup>5</sup>povprečna vrednost je izračunana na podlagi nekaterih vsebnosti, ki so pod mejo določljivosti analitske metode – v tem primeru smo upoštevali polovico spodnje meje določljivosti za Pb.



### 3.3.2 Material in metode dela

#### 3.3.2.1 Opis vzorčevalnih mest

Vzorčenje rastlinskega materiala (združen vzorec trav, detelj in zeli; užitni plodovi lesnatih vrst), deževnikov, malih sesalcev in ptic smo izvedli v obdobju od junija do novembra 2008 (z izjemo ptic, ki smo jih vzorčili v aprilu in maju 2009) na izbranih pehotnih streliščih (Poček, Bloška polica, Bač, Crngrob, Mačkovec in Apače). Izbrali smo pehotna strelišča, kjer je zaradi njihove površine oz. onesnaženosti pričakovati, da bomo ugotovili prenos kovin (zlasti Pb) v prehranjevalne verige. Izpustili smo pehotno strelišče Pečovnik pri Celju (najmanjše strelišče, kjer smo vzorčili le združen vzorec trav, detelj in zelišč) ter Mlake v okolici Ajdovščine (novo strelišče, ki je v uporabi od leta 2008). Kratke opise pehotnih strelišč predstavljamo v poglavju 1.2, skice vzorčevalnih mest pa v prilogi.

Ker smo v posebnem poglavju obravnavali onesnaženost tal, na tem mestu predstavljamo podatke le za referenčno lokacijo Lindek. Z izjemo Cd, kjer je prekoračena mejna imisijska vrednost na lokaciji travnik, kjer smo vzorčili tudi deževnike, in v gozdnih tleh (prekoračeni mejna in opozorilna imisijska vrednost), tla niso obremenjena s kovinami, saj so vse izmerjene vsebnosti pod zakonsko določenimi vrednostmi (Ur. l. RS, št. 68/96). Vsebnosti Cd, Zn in Pb so večje v zgornji plasti tal, kar kaže na možen antropogen vnos teh kovin zaradi bližine celjskega industrijskega bazena.

Preglednica 3.3-3: Vsebnost kovin (mg/kg) v vzorcih tal na travniku in v gozdu na referenčni lokaciji (Lindek).

	Pb	Cu	Zn	Cd	As	Co	Mo	Ni
Ur. l. RS 68/96	85* 100** 530***	60* 100** 300***	200* 300** 720***	1* 2** 12***	20* 30** 55***	20* 50** 240***	10* 40** 200***	50* 70** 210***
	travnik							
Lindek (0 – 10 cm)	39,0	28,0	135	1,96	18,3	16,6	< 2,0	46,1
Lindek (10 – 20 cm)	28,4	26,4	107	1,40	18,7	16,2	< 2,0	46,5
	gozd							
Lindek (humusna plast)	46,1	20,6	138	2,08	13,0	11,0	< 2,0	31,0
Lindek (mineralna plast)	39,1	21,5	106	1,83	16,2	14,5	< 2,0	39,2

Opombe: \*- mejna imisijska vrednost; \*\*- opozorilna imisijska vrednost; \*\*\*- kritična imisijska vrednost (Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih koncentracijah imisijskih vrednosti nevarnih snovi v tleh, 1996). Mejna imisijska vrednost (MIV) pomeni gostoto posamezne nevarne snovi v tleh, pri kateri so učinki ali vplivi na zdravje človeka ali okolja še sprejemljivi. Opozorilna imisijska vrednost (OIV) pomeni gostoto posamezne nevarne snovi v tleh, ki pomeni pri določenih vrstah rabe tal verjetnost škodljivih učinkov ali vplivov na zdravje človeka ali okolja. Kritična imisijska vrednost (KIV) pomeni določeno koncentracijo nevarnih snovi, pri katerih tla štejemo za onesnažena; tako onesnažena tla niso primerna za pridelavo rastlin, namenjenih prehrani ljudi in živali, in za zadrževanje ali filtriranje padavinske vode.

### 3.3.2.2 Vzorčenje rastlin, malih sesalcev in ptic pevk

Zaradi ocene možnosti prehoda kovin iz tal v rastlinski material (združen vzorec trav, detelj in zeli; užitni plodovi lesnih vrst) in v deževnike, ki predstavljajo pomemben delež v prehrani malih sesalcev in ptic pevk, smo vzorčenje le-teh opravili v odvisnosti od onesnaženosti tal. Ker je prehod kovin iz tal v receptorske organizme (mali sesalci in ptice pevke) povezan s točkovnim onesnaženjem pehotnih strelišč, predstavljamo skice vzorčevalnih mest za posamezna pehotna strelišča v prilogi. V obdobju od junija do novembra 2008 oziroma od aprila do maja 2009 (ptice) smo vzorčili naslednje tipe vzorcev:

#### Združen vzorec trav, detelj in zeli

Na območju posameznega pehotnega strelišča in ob njegovem robu smo združene vzorce trav, detelj in zeli vzorčili v obdobju od maja do septembra 2008 v neposredni bližini vzorčnih mest za analizo tal. Skupaj smo pridobili 36 vzorcev, od tega 27 neposredno na območju strelišč (19 na zaščitnih nasipih in 8 med njimi) ter 9 vzorcev na njihovem obrobju. Referenčna lokacija je bila izbrana na Lindeku.

#### Užitne plodove lesnatih vrst

Užitne plodove navadnega brina, navadnega šipka, enovratnega gloga, črnega bezga in črnega trna smo vzorčili v najbližji okolici (gozdni rob) pehotnih strelišč v odvisnosti od njihovega pojavljanja.



Slika 3.3-3: Brin (levo) in enovratni glog (desno) v okolici pehotnega strelišča Bač (foto: M. Videmšek, 2008).

Preglednica 3.3-4: Seznam užitnih plodov lesnatih vrst, vzorčenih ob pehotnih streliščih in na referenčni lokaciji.

lokacija	vrsta	datum vzorčenja
Bloška polica	Navadni brin ( <i>Juniperus communis</i> L.) Navadni šipek ( <i>Rosa canina</i> L.) Enovratni glog ( <i>Crateagus monogyna</i> Jaccq.) Črni bezeg ( <i>Sambucus nigra</i> L.)	11.8.2008
Bač	Navadni brin ( <i>Juniperus communis</i> L.) Navadni šipek ( <i>Rosa canina</i> L.) Enovratni glog ( <i>Crateagus monogyna</i> Jaccq.) Črni bezeg ( <i>Sambucus nigra</i> L.)	11.8.2008
Mačkovec	Navadni šipek ( <i>Rosa canina</i> L.)	10.10.2008
Poček	Navadni brin ( <i>Juniperus communis</i> L.) Navadni šipek ( <i>Rosa canina</i> L.)	6.10.2008
Crngrob	Navadni šipek ( <i>Rosa canina</i> L.)	29.9.2008
Apače	Enovratni glog ( <i>Crateagus monogyna</i> Jaccq.) Navadni šipek ( <i>Rosa canina</i> L.) Črn trn ( <i>Prunus spinosa</i> L.)	24.10.2008
Lindek	Navadni brin ( <i>Juniperus communis</i> L.)	5.11.2008

### Deževniki

Na območju posameznega pehotnega strelišča smo izbrali štiri vzorce tal (50 cm x 50 cm x 25 cm globine), iz katerih smo ročno (s pinceto) pobirali deževnike. Deževnike smo vzorčili istočasno kot male sesalce (glej preglednico 3.3-5). V laboratoriju smo jih sprali z destilirano vodo, jih praviloma vsaj 7 dni »stradali« v hladilniku in jih večkrat sprali z destilirano vodo, da bi odstranili izločke. Nato smo jih do kemijskih analiz zamrznili. V vzorcu deževnikov smo identificirali naslednje vrste: njivski deževnik (*Aporrectodea caliginosa*), rožnati deževnik (*Aporrectodea rosea*), smrdeči deževnik (*Eisenia fetida*), rjavi deževnik (*Lumbricus castaneus*), rdeči deževnik (*Lumbricus rubellus*) in mlečni deževnik (*Octolasion tyrtaeum*). Prevladujejo acido-nevtrofilne vrste in vrste, ki živijo v humusni plasti tal.



Slika 3.3-4: Vzorčenje deževnikov na pehotnem strelišču Bač (foto: P. Druks, 2008).

### Mali sesalci

Male sesalce smo lovili s pomočjo pasti, ki smo jih nastavili na območju pehotnih strelišč oziroma na njihovem obrobju. Pasti smo nastavili v popoldanskem času na mestih, kjer je bila večja verjetnost, da bomo ulovili posamezne osebkke (v okolici lukenj na pehotnih streliščih in ob grmih ter padlih drevesih ob robu strelišč), zgodaj zjutraj naslednje dne smo preverili pasti. Praviloma smo na vsako strelišče nastavili 100 pasti. Ulovili smo naslednje vrste: gozdno rovko (*Sorex araneus*), poljsko rovko (*Crocidura leucodon*), rumenogrlo miš (*Apodemus flavicollis*) in travniško voluharico (*Microtus agrestis*) naključno oz. v odvisnosti od njihovega pojavljanja na posameznem pehotnem strelišču. V laboratoriju smo posamezne osebkke stehali, jih izmerili in jim določili spol.

Preglednica 3.3-5: Pregled vrst malih sesalcev, ki smo jih vzorčili na izbranih pehotnih streliščih.

lokacija	vrsta	n	datum vzorčenja
Bloška polica	Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	5 (0 + 5)*	26.9.2008
	Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	3 (2 + 1)	
Bač	Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	3 (0 + 3)	8.10.2008
Mačkovec	Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	3 (0 + 3)	10.10.2008
	Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	2 (1 + 1)	
Poček	Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	2 (0 + 2)	15.10.2008
	Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	2 (2 + 0)	
Crngrob	Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	2 (2 + 0)	21.10.2008
Apače	Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	2 (0 + 2)	24.10.2008
	Poljska rovka ( <i>Crocidura leucodon</i> )	2 (2 + 0)	
	Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	5 (3 + 2)	
	Gozdna rovka ( <i>Sorex araneus</i> )	2 (0+2)	
Lindek	Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	3	5.11.2008
	Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	1	

Opomba: \*V oklepaju je predstavljeno število osebkov, ulovljenih na pehotnem strelišču in na njegovem robu.

V preglednici 3.3-6 prikazujemo podatke o velikosti in teži za različne vrste malih sesalcev, ki smo jih ujeli na pehotnih streliščih. Slednje podatke smo uporabili za izračun kvocienta tveganja za izbrane receptorske organizme. Primerjavo z referenčno lokacijo smo lahko opravili le za rumenogrlo miš; teži se statistično ne razlikujeta. Enako velja tudi za povprečni dolžini rumenogrlih miši z obeh območij.

Preglednica 3.3-6: Dolžina in teža malih sesalcev, ulovljenih na pehotnih streliščih.

	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
teža (g)					
Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	15	27,7 ± 4,2	27,4	18,2	40,8
Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	15	19,4 ± 8,6	18,7	11,5	34,1
Poljska rovka ( <i>Crocidura leucodon</i> )	2	7,4	7,4	7,1	7,8
Gozdna rovka ( <i>Sorex araneus</i> )	2	8,1	8,1	7,3	8,9
velikost telesa (skupaj z repom) (mm)					
Rumenogrlo miš ( <i>Apodemus flavicollis</i> )	15	183 ± 12	181	150	220
Travniška voluharica ( <i>Microtus agrestis</i> )	15	107 ± 60	105	80	130
Poljska rovka ( <i>Crocidura leucodon</i> )	2	91	91	90	93
Gozdna rovka ( <i>Sorex araneus</i> )	2	96	96	95	98



Preglednica 3.3-7: Značilnosti izbranih vrst malih sesalcev.

 <p>© lubomir hlasek www.hlasek.com Apodemus flavicollis e7289</p>	<p><b>RUMENOGRLA MIŠ</b> (<i>Apodemus flavicollis</i> (Melchior, 1834))</p> <p>Rumenogrla miš je glodalec, ki sodi v rod belonogih miši (rod <i>Apodemus</i>) in je pretežno nočna žival. V dolžino meri do 23,5 cm (12 cm rep) in živi v večini slovenskih gozdov ter je pogosto najpogostejši mali sesalec. Drži se predvsem gozdnih tal, vendar tudi dobro pleza. Hrani se pretežno z rastlinsko hrano, zlasti s semeni in plodovi, vendar je v prehrani lahko pomembna tudi živalska komponenta. Ob obilju žira in želoda lahko preživi zimo brez izgub. Plenijo jo zveri, ujede in sove; tretjega leta starosti ne dočaka (povzeto po Kryštufek, 1991).</p>
 <p>© lubomir hlasek www.hlasek.com Clethrionomys glareolus e8290</p>	<p><b>TRAVNIŠKA VOLUHARICA</b> (<i>Microtus agrestis</i> (Linnaeus, 1761))</p> <p>Sodi v rod kratkouchih voluharic (rod <i>Microtus</i>) in med glodalce; najdemo jo v osrednjem delu Slovenije. Živi od nižin (156 m) do višine 1500 m; je lokalno pogosta na travnikih. V dolžino meri 111-140 mm (rep 31-49 mm), teža pa je od 30 do 55 g. Travniška voluharica je aktivna preko celega dne, giblje se po stezah, ki povezujejo vhode v podzemne rove. Hrani se skoraj izključno z zelenimi deli rastlin, zlasti trav. Razmnoževalno obdobje traja od marca do oktobra. V naravi ne preživijo druge zime, tako, da je največja starost okoli 18 mesecev. Plenijo jih sove, ujede ter manjše in srednje zveri (povzeto po Kryštufek, 1991).</p>
 <p>© lubomir hlasek www.hlasek.com Sorex araneus ed4391</p>	<p><b>GOZDNA ROVKA</b> (<i>Sorex araneus</i> Linnaeus, 1758)</p> <p>V red žužkojedov (Insectivora) uvrščamo družino rovk, kamor sodijo tudi rdečezobe gozdne rovkke (rod <i>Sorex</i>). Gozdna rovka je v centralni Sloveniji najpogostejša rovka. Aktivna je cel dan, vendar ponoči bolj kot podnevi. Je pretežno kopenska žival, vendar dobro plava. Gozdna rovka je žužkojeda, glavni del prehrane predstavljajo deževniki in hrošči. Razmnožuje se v drugem koledarskem letu. Gozdne rovkke praviloma preživijo največ eno zimo, tako da v populaciji ni živali, starejših od 18 mesecev. Njeni glavni naravni plenilci so sove (povzeto po Kryštufek, 1991).</p>
	<p><b>POLJSKA ROVKA</b> (<i>Crociodura leucodon</i> (Hermann, 1790))</p> <p>V red žužkojedov (Insectivora) uvrščamo družino rovk, kamor sodijo tudi belozobe poljske rovkke (rod <i>Crociodura</i>), ki je največji rod med rovkami. Poljska rovka je povsod redka. V dolžino meri od 65 do 83 mm (rep 39-51 mm), teža je od 7 do 11 g. Živi ob robovih polj, travnikov, na zamočvirjenih tleh in v gozdovih. Hrani se z žuželkami, pozimi pa so v njeni prehrani pomembni tudi glodalci. Razmnoževanje poteka od pomladi do jeseni. V enem letu koti 2 do 4-krat. V naravi ne preživijo druge zime. Glavni plenilci so sove, ujede ter domače mačke (povzeto po Kryštufek, 1991).</p>



### Ptice pevke

Ptice pevke smo vzorčili na izbranih streliščih (Mačkovec, Bač in Apače) in na referenčni lokaciji (Lindek) v aprilu ter maju 2009. Posamezne osebkne različnih vrst ptic pevk smo ulovili z mrežami, ki smo jih postavili med grmičevje ob robu strelišč. Ptice smo privabili s predvajanjem posnetkov petja oz. napevov ptic iz okolice. Nato smo izpulili po eno repno pero v sredini repa (6. ali 7. pero) in jih izpustili. Vzorčenje oziroma lovljenje ptic smo opravili v jutranjih urah. Ujeli smo deset vrst ptic, med njimi so tri vrste selivke (rjavi srakoper, sivi muhar in črnoglavka).

Preglednica 3.3-8: Pregled vrst ptic pevk, ki smo jih vzorčili na izbranih pehotnih streliščih.

lokacija	vrsta		n	datum vzorčenja
Mačkovec	Črnoglavka	<i>Sylvia atricapilla</i>	1	8.4.2009
	Kos	<i>Turdus merula</i>	1	
	Močvirska sinica	<i>Parus palustris</i>	2	
	Taščica	<i>Erithacus rubecula</i>	2	
	Rumeni strnad	<i>Emberiza citrinella</i>	2	
Bač	Močvirska sinica	<i>Parus palustris</i>	2	8.5.2009
	Velika sinica	<i>Parus major</i>	1	
Apače	Rjavi srakoper	<i>Lanius collurio</i>	2	23.5.2009
	Rumeni strnad	<i>Carduelis chloris</i>	1	
Lindek	Sivi muhar	<i>Muscicapa striata</i>	1	22.5.2009
	Ščinkovec	<i>Fringilla coelebs</i>	2	
	Velika sinica	<i>Parus major</i>	1	
	Zelenec	<i>Carduelis chloris</i>	2	



Slika 3.3-5: »Reševanje« močvirske sinice iz mreže (foto: S. Al Sayegh Petkovšek, 2009).

Preglednica 3.3-9: Seznam in opis ptic pevk, ki smo jih ujeli v sklopu raziskave.

		
<p><b>Rjavi srakoper</b>, Apače, 23.5.2009</p> <p>Je ena najbolj opaznih ptic v kulturni krajini. Je pravi plenilec, ki zgrabi tudi manjšega ptiča. Prehranjuje se tudi z žuželkami in plazilci. Plen včasih nabode na trne. Je selivec.</p>	<p><b>Velika sinica</b>, Lindek, 22.5.2009</p> <p>Gnezdi v vseh tipih gozdov, grmišč, v vrtovih, parkih, sadovnjakih itd. Prehranjuje se z žuželkami in semeni. V gnezditvenem obdobju so glavna hrana ličinke. Je klatež.</p>	<p><b>Zelenc</b>, Lindek, 22.5.2009</p> <p>Živi v svetlih gozdovih, drevesih na polju, obdelanih pokrajinah z živo mejo itd. Hrana je skoraj izključno rastlinska (semena, brsti, jagodičje). Delna selivka.</p>
		
<p><b>Ščinkovec</b>, Lindek, 22.5.2009</p> <p>Ena najbolj razširjenih in najpogostejših ptic v Sloveniji (v gozdovih, parkih, sredi mest). Pozimi so pri nas le samci, saj se samice in mladi osebki odselijo. Prehranjuje se s semeni in z žuželkami.</p>	<p><b>Močvirska sinica</b>, Bač, 8.5.2009</p> <p>Vezana je na listnate gozdove z bogato podrastjo, kjer najdemo bukev in hrast. Bukev ji zagotavlja žir za zimsko prehrano, hrast pa široko izbiro žuželk. Je stalnica, mladi pa so klateži.</p>	<p><b>Kos</b>, Mačkovec, 8.4.2009</p> <p>Pri nas in v Evropi najpogostejši drozg. Je zelo prilagodljiv na različna okolja, saj kot prvotno gozdna ptica naseljuje tudi mestna jedra. Hrano sestavljajo deževniki, žuželke in sadeži. Je klatež.</p>
		
<p><b>Rumeni strnad</b>, Mačkovec, 8.4.09</p> <p>Rumeni strnad prebiva v kulturni krajini, prepredeni z živimi mejami, na poljih, gozdnem robu in na travnikih. Prehranjuje se z žuželkami, s semeni, brsti in drugimi zelenimi deli rastlin ter z jagodičjem. Je delna selivka.</p>	<p><b>Taščica</b>, Mačkovec, 8.4.2009</p> <p>Pogosta gozdna vrsta, ki živi pretežno v vlažnih gozdovih z bujno podrastjo. Prehranjujejo se z žuželkami in drugimi manjšimi nevretenčarji, sadeži in semeni. Delna selivka.</p>	<p><b>Črnoglavka</b>, Mačkovec, 8.4.2009</p> <p>Sodi med najbolj razširjene ptice v Sloveniji, gnezdi v vrtovih, gozdovih in živih mejah. Prehranjuje se z žuželkami in njihovimi ličinkami, pajki; jeseni tudi z jagodičjem. Je selivka.</p>

Opomba: Opis je povzet po Trilar in Brezec (2004). Fotografije: B. Pokorny in S. Al Sayegh Petkovšek, 2009.

### 3.3.2.3 Kemijske analize

Perje ptic smo sprali z 0,25 M NaOH in ga nato sušili v sušilniku pri 28 °C. Tudi rastlinske vzorce (združen vzorec trav, detelj in zelišč ter užitne plodove lesnih vrst) smo sušili v sušilniku pri 28 °C do konstante teže. Posušen rastlinski material, perje ptic in živalska tkiva smo homogenizirali z visokofrekvenčnim mlinčkom s keramičnim nožem (Büchi-Mixer B-400) in jih razklopili s popolnim kislinskim sežigom v mikrovalovni napravi (Milestone Ethos Plus; zatehta vzorca  $0,5000 \pm 0,0010$  g; reagent: 10 ml ultračiste  $\text{HNO}_3$  z dodatkom  $\text{KMnO}_4$ ;  $T_{\text{max}} = 180$  °C). Vsebnosti kovin so bile izmerjene v laboratoriju Inštituta za ekološke raziskave ERICo Velenje z metodo induktivno sklopljene plazme z masnospektrometrično detekcijo (ICP-MS; Hewlett Packard).

### 3.3.2.4 Statistične analize

Vse statistične analize smo opravili s pomočjo programskega paketa *Statistica for Windows 7.1* (StatSoft, 2006). Kot statistično značilne smo privzeli rezultate, če je bila velikost statističnega tveganja  $p < 0,05$ ; statistično tveganje smo označili z: \* ( $p < 0,05$ ), \*\* ( $p < 0,01$ ), \*\*\* ( $p < 0,001$ ) ali ns (razlike niso statistično značilne). Za vzorce, v katerih so bile vsebnosti pod mejo določljivosti analitske metode (živalska tkiva:  $< 0,01$  mg/kg (vse kovine); plodovi:  $< 0,05$  mg/kg (As, Ni),  $< 0,25$  mg/kg (Pb, Mo in Cd);  $< 0,25$  mg/kg (Co); združen vzorec trav, detelj in zelišč:  $< 0,05$  mg/kg (Cd)) smo pri izračunu upoštevali polovično vrednost meje določljivosti. Vsebnosti večine kovin v živalskih in rastlinskih tkivih imajo logaritemsko porazdelitev, zato smo za statistične primerjave uporabili neparametrične statistične metode. Vse prikazane vrednosti v rastlinskih vzorcih so preračunane na suho težo, v živalskih vzorcih pa na svežo težo z izjemo kovin v perju ptic, kjer so vsebnosti podane na suho težo.

Razlike v vsebnostih kovin v mišičnini in jetrih travniških voluharic ter rumenogrlih miši smo ugotavljali z *Wilcoxonovim testom po metodi parov*. Za združen vzorec trav, zelišč in detelj smo izvedli statistično primerjavo med pehotnimi strelišči z uporabo neparametrične *Kruskal Wallis ANOVA*, isti test smo uporabili za izvedbo primerjave med vsebnostmi kovin v plodovih s pehotnih strelišč in ostalimi raziskovalnimi območji. Razlike v vsebnosti kovin v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, rastočih na pehotnih streliščih oziroma na njihovem robu, smo testirali z neparametričnim *Mann Whitney U testom*. Omenjen test smo uporabili tudi za ugotavljanje razlik v vsebnosti kovin v jetrih in mišicah travniških voluharic, ulovljenih na strelišču oz. na robu strelišč, ter rumenogrlih miši z roba pehotnih strelišč in z referenčne lokacije. Soodvisnost med vsebnostjo kovin v tleh in v združenem vzorcu rastlin smo ugotavljali z izračunom *Spearmanovega korelacijskega koeficienta rangov (R)*.

### 3.3.3 Rezultati in razprava

#### 3.3.3.1 Vsebnosti kovin v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč

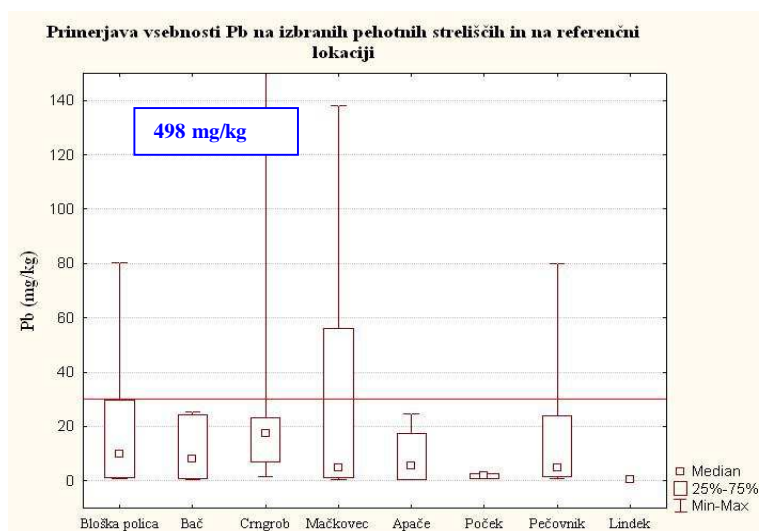
Vsebnosti Pb, Cu, Cd, As, Zn, Co, Mo in Ni smo določili v združenem vzorcu trav, detelj in zeli, ki smo jih vzorčili na izbranih pehotnih streliščih (Bloška polica, Bač, Mačkovec, Crngrob, Poček, Apače in Pečovnik) ter na referenčni lokaciji (Lindek). Izmerjene vsebnosti smo primerjali z zakonodajo (Ur. l. RS, št. 101/06), s podatki iz literature (Kabata Pendias, 2000) in z vojaškim poligonom Krivolak v Makedoniji (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007).

Preglednica 3.3-10: Vsebnost kovin (mg/kg) v združenih vzorcih trav, detelj in zeli, vzorčenih na izbranih pehotnih streliščih in na referenčni lokaciji.

	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE^*$	Me	Min	Max	referenca	povečanje
Svinec (Pb)	36	31,2 ± 28,8	5,48	0,39	498	0,46	68-krat
Baker (Cu)	36	8,30 ± 1,60	7,51	2,82	22,7	4,64	1,8-krat
Kadmij (Cd)	36	0,16 ± 0,04	0,10	< 0,05	0,65	0,11	1,4-krat
Cink (Zn)	36	36,6 ± 5,43	34,2	12,6	85,3	37,8	/
Kobalt (Co)	36	0,31 ± 0,16	0,46	0,02	2,58	0,07	4,4-krat
Molibden (Mo)	36	3,58 ± 1,65	1,59	0,10	22,8	1,28	2,3-krat
Nikelj (Ni)	36	2,05 ± 0,83	1,13	0,25	13,0	0,47	4,4-krat

Opombe: Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti ter vsebnosti kovin, ki so bile izmerjene v vzorcu z referenčne lokacije.

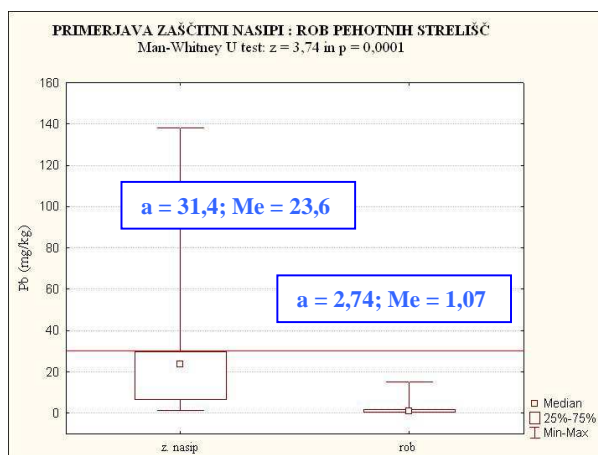
Posebno pozornost smo namenili **Pb**, saj je na pehotnih streliščih svinec najbolj problematična kovina. Na sliki 3.3-6 prikazujemo srednje vrednosti Pb, določene za posamezna strelišča, kljub temu da so razlike statistično neznačilne. Vse mediane so nižje od maksimalno zakonsko dovoljenih vsebnosti, posamezni vzorci pa to vrednost prekoračujejo.



Slika 3.3-6: Vsebnosti Pb v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, vzorčenih na izbranih pehotnih streliščih. Rdeča črta prestavlja maksimalno dovoljeno koncentracijo (MDK) za Pb (30 mg/kg) (Ur. l. RS, št. 101/06).

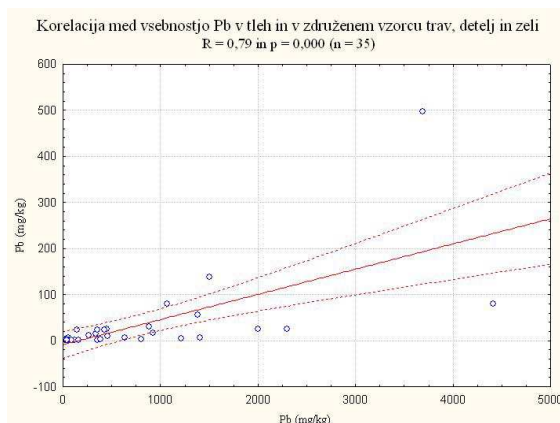


Povprečna vrednost in mediana za skupen vzorec pehotnih strelišč sta za več kot 60-krat oz. 10-krat večja od vsebnosti Pb, ki smo jo izmerili v vzorcu z referenčne lokacije (0,46 mg/kg). Izvedli smo tudi prostorsko primerjavo znotraj pehotnih strelišč. Dokazali smo, da so vsebnosti Pb v združenem vzorcu trav, detelj in zeli, rastočih na pehotnih streliščih, visoko značilno večje od vsebnosti Pb, izmerjenih v vzorcih, vzorčenih na robu pehotnih streliščih (Mann Whitney U test:  $Z = 3,14$  in  $p = 0,001$ ). Še zlasti je ta razlika poudarjena, če primerjamo vsebnosti Pb v vzorcu z zaščitnih nasipov in s tistimi z roba strelišč (Mann Whitney U test:  $Z = 3,74$  in  $p = 0,0001$ ).



Slika 3.3-7: Primerjava vsebnosti Pb v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, vzorčenih na zaščitnih nasipih in ob robu pehotnih strelišč. Rdeča črta predstavlja MDK vrednost.

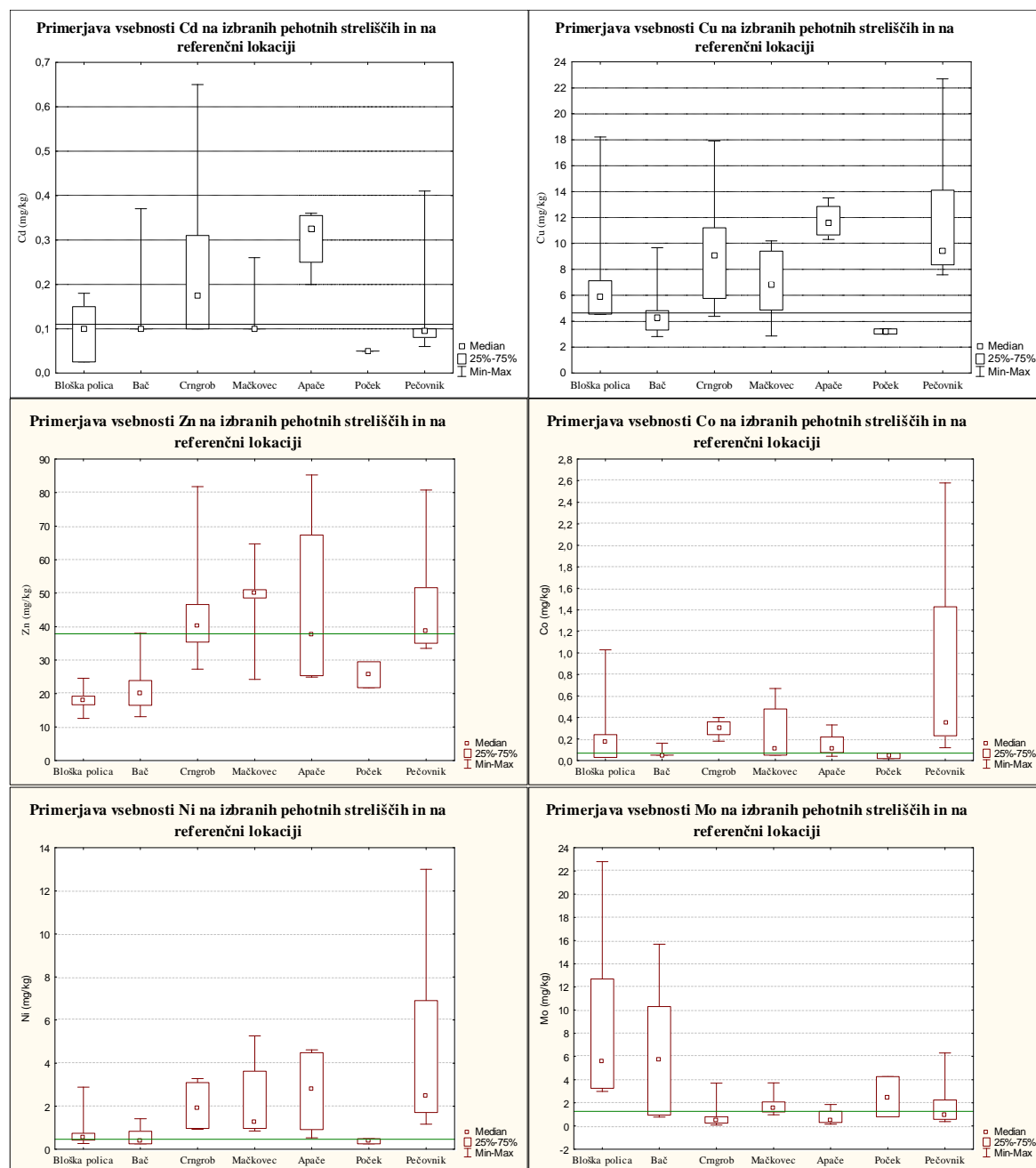
**Izmerjene vsebnosti Pb v združenem vzorcu trav, detelj in zeli so povečane, povprečna vrednost celo prekoračuje MDK vrednost** v 6 vzorcih od 36, ki jo za krmo predpisuje slovenska zakonodaja (Ur. l. RS, št. 101/06). Izmerjene vsebnosti smo primerjali tudi s podatki, ki so značilni za svetovno povprečje. Povprečne vsebnosti Pb se po teh podatkih nahajajo v intervalu od 0,36 mg/kg do 4,60 mg/kg (trave) oziroma od 1,30 mg/kg do 8,00 mg/kg (detelja) (Kabata-Pendias, 2001). Če torej upoštevamo še literaturne podatke, so bile povečane vsebnosti Pb izmerjene v več kot 40 % vseh analiziranih vzorcev. Zlasti velika vsebnost Pb (498 mg/kg – več kot 16-krat prekoračena MDK vrednost!) je bila določena v rastlinskem vzorcu na pehotnem strelišču Crngrob v bližini roba strelišča. Slednje opozarja na značilno točkovno onesnaženje strelišč oziroma na preteklo dolgotrajno uporabo pehotnih strelišč tudi na večji površini, kot je trenutno v uporabi.



Slika 3.3-8: Korelacija med vsebnostjo Pb v tleh in združenem vzorcu trav, detelj in zelišč.



Glede na izmerjene vsebnosti Pb ugotavljamo, **da trave, detelje in zeli, rastoče na območju pehotnih strelišč, sprejemajo Pb v znatnih količinah**; vsebnosti Pb, izmerjene v združenem vzorcu trav, detelj in zeli so visoko značilno soodvisne z vsebnostmi v tleh ( $n = 35$ ;  $R = 0,79$  in  $p = 0,0003$ ). Poleg Pb smo določili tudi vsebnosti ostalih kovin v rastlinskih vzorcih. V spodnjih grafih prikazujemo izmerjenen vsebnosti Cu, Cd, Zn, Co, Mo in Ni v združenih vzorcu trav, detelj in zelišč s posameznih pehotnih strelišč.



Slika 3.3-9: Primerjava vsebnosti izbranih kovin v združenem vzorcu trav, detelj in zeli, vzorčenih na pehotnih streliščih in na referenčni lokaciji (zelena črta).

Da bi ugotovili, ali se vsebnosti kovin v rastlinskih vzorcih statistično značilno razlikujejo med posameznimi pehotnimi strelišči, smo uporabili ANOVA statistično metodo z izračunom LSD (preglednica 3.3-11). Med povprečnimi vsebnostmi Pb nismo ugotovili razlik med pehotnimi strelišči, za ostale kovine (z izjemo As, kjer je bila vsebnost v večini vzorcev pod mejo določljivosti analitske metode) pa navajamo podatke v spodnji preglednici.

Preglednica 3.3-11: Značilnost razlik v vsebnostih Cu, Cd, Zn, Co, Mo in Ni v združenem vzorcu trav, detelj ter zelišč, vzorčenih na izbranih pehotnih streliščih (ANOVA, z izračunom LSD).

	Bač	Cg	M	A	Po	Pe	Bač	Cg	M	A	Po	Pe
	<b>Cu</b>						<b>Cd</b>					
Bp	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	ns
Bač		ns	ns	*	ns	**		ns	ns	ns	ns	ns
Cg			ns	ns	ns	ns			ns	ns	ns	ns
M				ns	ns	*				*	ns	ns
A					*	ns					*	ns
Po						*						ns
	<b>Zn</b>						<b>Co</b>					
Bp	ns	**	*	*	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	*
Bač		**	*	*	ns	*		ns	ns	ns	ns	**
Cg			ns	ns	ns	ns			ns	ns	ns	*
M				ns	ns	ns				ns	ns	*
A					ns	ns					ns	*
Po						ns						*
	<b>Mo</b>						<b>Ni</b>					
Bp	ns	**	**	**	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	**
Bač		*	ns	*	ns	ns		ns	ns	ns	ns	**
Cg			ns	ns	ns	ns			ns	ns	ns	ns
M				ns	ns	ns				ns	ns	ns
A					ns	ns					ns	ns
Po						ns						ns

Opombe: \*\*\* < 0,001; \*\* < 0,01; \* < 0,05; ns: razliko so statistično neznačilne. S črkami smo označili pehotna strelišča, in sicer: Bp – Bloška polica, Cg – Crngrob, M – Mačkovec, A – Apače, Po – Poček in Pe – Pečovnik.

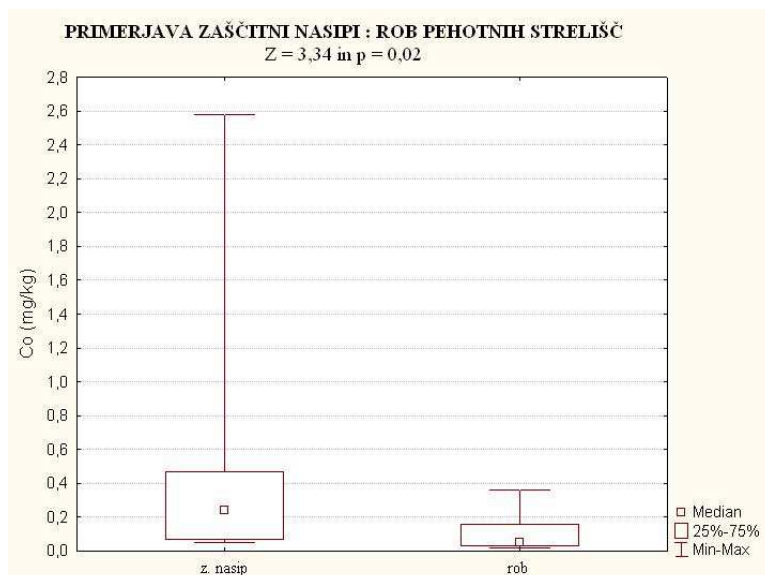
Izmerjene vsebnosti **Cu** ( $\bar{a} = 8,30$  mg/kg;  $Me = 7,51$  mg/kg;  $min. = 2,82$ ;  $max. = 22,7$  mg/kg) so v posameznih vzorcih (10) večje od vsebnosti, ki so značilne za svetovno povprečje (1,8 mg/kg – 10 mg/kg (trave) oziroma 6,4 mg/kg – 16,2 mg/kg (detelja)) (Kabata-Pendias, 2001). Razlik med vsebnostjo Cu v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, vzorčenih na pehotnih streliščih in na robu strelišč, nismo ugotovili, povprečna vsebnost pa je nekoliko večja od vsebnosti Cu, izmerjene na referenčni lokaciji (4,64 mg/kg) in na vojaškem poligonu Krivolak ( $\bar{a} = 6,91$ ;  $Me = 6,59$  mg/kg;  $min. = 4,43$  mg/kg in  $max. = 11,6$  mg/kg) (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007).

Povprečne vsebnosti **Cd** se v svetu nahajajo med 0,08 mg/kg do 0,60 mg/kg v travah in 0,08 mg/kg do 0,28 mg/kg v deteljah (Kabata-Pendias, 2001). Izmerjene vsebnosti na pehotnih streliščih ( $\bar{a} = 0,16$  mg/kg;  $Me = 0,10$  mg/kg;  $min. = < 0,05$  mg/kg;  $max. = 0,65$  mg/kg) se nahajajo v okviru povprečnih svetovnih vrednosti, so primerljive z referenčno lokacijo in

nekoliko večje od vsebnosti Cd, ki smo jih izmerili v združenem vzorcu trav, detelj ter zelišč, rastočih na vojaškem poligonu Krivolak ( $\bar{a} = 0,06$  mg/kg; Me = 0,06 mg/kg; min. = 0,01 mg/kg; max. = 0,21 mg/kg) (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007). Tudi pri tem elementu nismo ugotovili razlik v vsebnostih med območjem pehotnih strelišč in njihovim robom.

Za As podatkov ne navajamo, saj so bile vsebnosti As v večini vzorcev pod mejo določljivosti analitske metode. V posameznih vzorcih so bile izmerjene vsebnosti večje od tistih, ki so značilne za neonesnažena območja, in sicer v deteljah od 0,02 mg/kg do 0,16 mg/kg in v travah od 0,28 mg/kg do 0,33 mg/kg (Kabata-Pendias, 2001). Večje vsebnosti od navedenih so bile določene v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, rastočih na zaščitnih nasipih na pehotnih streliščih Bloška polica (1,31 mg/kg) in Pečovnik (0,66 mg/kg; 0,97 mg/kg).

Povprečne vsebnosti Co v travah z neonesnaženih območij se nahajajo med 0,03 mg/kg in 0,27 mg/kg in v deteljah med 0,12 do 0,57 mg/kg (Kabata-Pendias, 2000). Povprečna vsebnost Co, izračunana za pehotna strelišča, znaša **0,31 mg/kg (Me = 0,46 mg/kg; min. = 0,02 mg/kg in max. = 2,58 mg/kg)**, kar kaže na nekoliko povečane vsebnosti Co v rastlinskih vzorcih; hkrati je povprečna vsebnost Co tudi večja od izmerjene v vzorcu z referenčne lokacije (0,07 mg/kg). Maksimalne vsebnosti so bile izmerjene v združenih vzorcih trav, detelj in zeli z zaščitnih nasipov (Bloška polica – 1,03 mg/kg; Mačkovec – 0,48 mg/kg in 0,67 mg/kg; Pečovnik – 1,43 mg/kg in 2,58 mg/kg). Izmerjene vsebnosti so primerljive z vsebnostmi, ki smo jih določili za vojaški poligon Krivolak ( $\bar{a} = 0,53$  mg/kg; Me = 0,39 mg/kg; min. = 0,16 mg/kg; max. = 1,15 mg/kg), za slednjega smo povečane vsebnosti povezovali predvsem z flišno matično podlago gričevnatega dela poligona in manj z vojaško dejavnostjo (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007). V primeru pehotnih strelišč v Sloveniji so najverjetneje povečane vsebnosti Co v rastlinskih vzorcih povezane z vojaško dejavnostjo, saj smo ugotovili statistično značilno razliko v vsebnostih Co v travah, deteljah in zeliščih, rastočih na pehotnih streliščih, ter ob njihovem robu. Opozoriti velja, da so vsebnosti Co v rastlinskih vzorcih s pehotnega strelišča Pečovnik statistično značilno večje kot v vzorcih z ostalih pehotnih strelišč.



Slika 3.3-10:

Primerjava vsebnosti Co v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, vzorčenih na zaščitnih nasipih in robu pehotnih strelišč.

Vsebnosti **Zn** ( $\bar{a} = 36,6 \text{ mg/kg}$ ;  $Me = 34,2 \text{ mg/kg}$ ;  $min. = 12,6 \text{ mg/kg}$ ;  $max. = 85,3 \text{ mg/kg}$ ) v travah deteljah in zeliščih, vzorčenih na pehotnih streliščih, **so v rangu povprečnih svetovnih vrednosti, značilnih za neonesnažena območja** (12 mg/kg do 47 mg/kg (trave); 27 do 62 mg/kg (detelja) (*ibid.*)) ter so primerljive z vsebnostmi Zn v rastlinskih vzorcih vojaškega poligona Krivolak ( $\bar{a} = 30,8 \text{ mg/kg}$ ;  $Me = 31,8 \text{ mg/kg}$ ;  $min. = 18,7 \text{ mg/kg}$ ;  $max. = 44,0 \text{ mg/kg}$ ) (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007) in z vrednostjo z referenčne lokacije (37,8 mg/kg). Primerjava med posameznimi strelišči je celo pokazala, da so izmerjene vsebnosti Zn v rastlinskih vzorcih z Bloške police in Bača statistično značilno nižje od ostalih strelišč ter hkrati manjše tudi od referenčne lokacije.

Povprečne vsebnosti **Mo** se v travah nahajajo med 0,33 mg/kg in 1,40 mg/kg ter med 0,18 mg/kg do 2,30 mg/kg v deteljah (Kabata-Pendias, 2001). Vsebnosti Mo v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč se nahajajo med **0,10 mg/kg do 22,8 mg/kg** ( $\bar{a} = 3,58 \text{ mg/kg}$ ;  $Me = 1,59 \text{ mg/kg}$ ) **in so povečane v primerjavi z literaturnimi podatki, z referenčno lokacijo** (1,28 mg/kg) **in z vojaškim poligonom Krivolak** ( $\bar{a} = 0,47 \text{ mg/kg}$ ;  $Me = 0,42 \text{ mg/kg}$ ;  $min. = 0,13 \text{ mg/kg}$ ;  $max. = 1,02 \text{ mg/kg}$ ) (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007). Povečane vsebnosti smo izmerili v 14 vzorcih (38,9 %), največje vsebnosti so bile izmerjene v rastlinskih vzorcih z zaščitnih nasipov (Bloška polica – 22,8 mg/kg, 12,7 mg/kg in 10,3 mg/kg; Bač – 6,63 mg/kg; Mačkovec – 3,72 mg/kg); precej velike vsebnosti so bile določene v travah, deteljah in zeliščih, rastočih med zaščitnimi nasipi (Bloška polica – 5,98 mg/kg; Apače – 6,31 mg/kg). Še zlasti za Bloško polico je značilno, da so povprečne vsebnosti Mo večje kot na večini ostalih pehotnih streliščih (Crngrob, Mačkovec, Apače in Pečovnik). Kljub povečanim vsebnostim Mo v rastlinskih vzorcih pa se vsebnosti Mo v travah, zeliščih in deteljah, vzorčenih na pehotnih streliščih ter izven njih (ob robu) statistično ne razlikujejo.

Povprečne vsebnosti **Ni** ( $\bar{a} = 2,05 \text{ mg/kg}$ ;  $Me = 1,10 \text{ mg/kg}$ ;  $min. = 0,25 \text{ mg/kg}$ ;  $max. = 13,0 \text{ mg/kg}$ ) **so na zgornji meji povprečnih svetovnih vrednosti, oziroma so v posameznih vzorcih celo presežene**. Povprečne vsebnosti za neonesnažena območja se namreč nahajajo med 0,10 mg/kg do 1,70 mg/kg za trave in od 1,20 mg/kg do 2,70 mg/kg za detelje. V enajstih vzorcih (30 %) so vsebnosti večje od literaturnih vsebnosti. Največje vsebnosti so bile izmerjene v rastlinskih vzorcih, vzorčenih na zaščitnih nasipih na pehotnem strelišču Pečovnik (13,0 mg/kg in 6,90 mg/kg). Kljub povečanim vsebnostim Ni v travah, deteljah in zeliščih, rastočih na obravnavanih pehotnih streliščih, pa so vsebnosti nižje od ugotovljenih na vojaškem poligonu Krivolak ( $\bar{a} = 10,0 \text{ mg/kg}$ ;  $Me = 6,75 \text{ mg/kg}$ ;  $min. = 3,27 \text{ mg/kg}$ ;  $max. = 21,1 \text{ mg/kg}$ ). Tako kot v primeru Co so te povečane vsebnosti povezovali z flišno matično kamnino na Krivolaku in manj z vojaško dejavnostjo (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007).

Na podlagi pridobljenih podatkov o vsebnostih kovin v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, vzorčenih na območju pehotnih strelišč, zaključujemo, **da je rastlinski material najbolj obremenjen s Pb**; 17 % vseh analiziranih vzorcev celo prekoračuje dovoljene vrednosti za uporabo v krmne namene. Nadalje še deset vzorcev prekoračuje zgornje meje povprečnih svetovnih vrednosti za neonesnažena območja, kar pomeni, da so v več kot 40 % analiziranih vzorcev vsebnosti Pb povečane in da rastline sprejemajo mobilni del Pb v znatnih količinah kjub temu, da je praviloma prenos Pb iz korenin v ostale rastlinske dele zelo majhen. K večjim vsebnostim Pb zagotovo prispeva tudi zunanja kontaminacija – zapraševanje. **V skladu s slednjim odsvetujemo, da se travo, ki se kosi na območju strelišč, uporablja za prehrano živalim. Poleg Pb smo v analiziranih rastlinskih vzorcih ugotovili povečane vsebnosti Cu, Co, Mo in Ni.** Za Pb in Co smo določili statistično značilno večje vsebnosti v travi, detelji in zeliščih, rastočih na pehotnih streliščih, v primerjavi z robnim območjem izven pehotnih strelišč,



kar neposredno dokazuje, da vojaška dejavnost na pehotnih streliščih povečuje obremenjenost rastlin s Pb in Co. **Da je izvor povečanih vsebnosti kovin v analiziranih rastlinskih vzorcih najverjetneje skupen** (vojaška dejavnost) je prikazala ugotovljena soodvisnost med vsebnostjo Pb in ostalimi kovinami (Cd, Cu, As, Co in Ni) (Pb in Cd:  $p = 0,005$ ,  $R = 0,46$ ; Pb in Cu;  $p = 0,005$  in  $R = 0,30$ ; Pb in As:  $p = 0,01$  in  $R = 0,41$ ; Pb in Co:  $p = 0,00007$  in  $R = 0,61$ ; Pb in Ni:  $p = 0,04$  in  $R = 0,34$ ). Praviloma so bile sicer največje vsebnosti izmerjene v vzorcih z zaščitnih nasipov, pogostokrat pa tudi na drugih območjih pehotnih strelišč ali celo izven strelišč, kar povezujemo z razpršeno onesnaženostjo oziroma s preteklo uporabo, kjer so pogostokrat uporabljali večje površine kot danes.



Slika 3.3-11: Trave, detelja in zelišča preraščajo pehotno strelišče na Baču (Foto: S. Al Sayegh Petkovšek, 2008).



### 3.3.3.2 Vsebnosti kovin v užitnih plodovih lesnatih vrst

V preglednici 3.3-13 prikazujemo vsebnosti Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Mo, Co in As v užitnih plodovih lesnih vrst, vzorčenih v neposredni okolici pehotnih strelišč. V nadaljevanju prikazujemo za izbrane kovine, kjer so bile izmerjene dovolj velike vsebnosti, primerjavo z nekaterimi območji, kjer smo že opravili raziskave o vsebnostih kovin v užitnih plodovih, in sicer v imisijsko ogroženih območjih: Zgornja Mežiška dolina (topilniška dejavnost), Šaleška dolina (termoenergetska dejavnost) in Kavadarci (okolica topilnice FENI v Makedoniji); na območju dveh vojaških poligonov (Poček v Sloveniji in Krivolak v Makedoniji) ter na referenčnih lokacijah (Zgornja Savinjska dolina in otok Pag na Hrvaškem) (Pokorny in Al Sayegh Petkovšek, 2005; Al Sayegh Petkovšek in sod., 2006, 2007).

Ker smo v raziskavi vsebnosti kovin določali po sušenju vzorcev, smo pri vrednotenju prehranske primernosti plodov uporabljali *Pravilnik o količinah pesticidov in drugih strupenih snovi, hormonov, antibiotikov in mikotoksinov, ki smejo biti v živilih* (Ur. l. SFRJ, št. 59/83) in *Pravilnik o onesnaževalcih v živilih* (Ur. l. RS, št. 69/03). Kot je razvidno iz preglednice 3.3-12, se po sprejemu novega pravilnika določila glede dopustnih vsebnosti Cd niso spremenila, medtem ko so se dopustne vsebnosti Pb v svežem sadju znižale za petkrat. Čeprav novi *Pravilnik o onesnaževalcih v živilih* eksplicitno ne določa dovoljenih vsebnosti Pb in Cd v suhem sadju, smo na podlagi primerjave obeh pravilnikov za namene ocene prehranske primernosti užitnih plodov drevesnih (grmovnih) vrst za Pb privzeli kot najvišjo dopustno vsebnost 0,6 mg/kg suhe snovi (ekvivalentno petkratno znižanje glede na določila starega pravilnika), za Cd pa 0,3 mg/kg (brez sprememb med obema pravilnikoma). Evropska zakonodaja (*Artical 1 of Council Directive 90/642/EEC*) predpisuje le vsebnosti Pb in Cd na svežo težo (Pb < 0,2 mg/kg; Cd < 0,2 mg/kg).

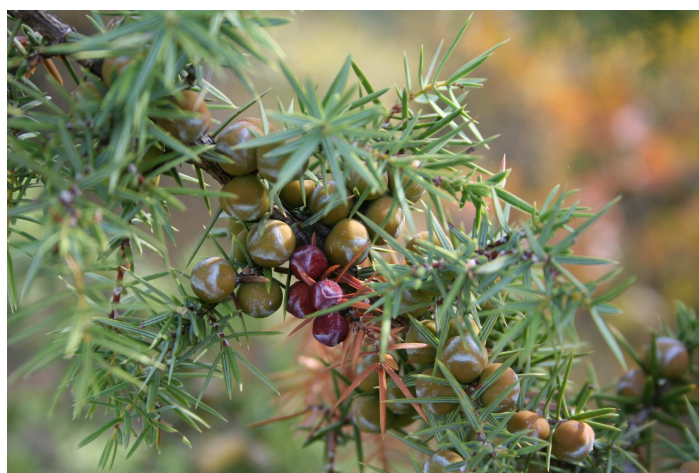
Preglednica 3.3-12: V Sloveniji veljavne vsebnosti Pb in Cd (mg/kg) v svežem in sušenem sadju (Ur. l. SFRJ, 59/1983; Ur. l. RS, 69/03).

	Pb	Cd	Pravilnik
Sveže sadje	1,0	0,05	Pravilnik o onesnaževalcih v živilih (Ur. l. RS, 69/03).
Sušeno sadje	3,0	0,3	
Jagodičje in drobno sadje (sveže)	0,2	/	Pravilnik o količinah pesticidov in drugih strupenih snovi, hormonov, antibiotikov in mikotoksinov, ki smejo biti v živilih (Ur. l. SFRJ, 59/83).
Sadje (sveže)	/	0,05	

Preglednica 3.3-13: Vsebnost izbranih kovin (mg/kg) v užitnih plodovih lesnatih vrst, vzorčenih v neposredni okolici pehotnih strelišč.

	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Mo	Co	As
<b>Bloška polica</b>								
Navadni brin	<b>0,86</b>	< 0,25	67,0	3,17	1,22	0,66	0,10	< 0,50
Navadni šipek	< 0,25	< 0,25	24,9	5,05	0,65	0,41	< 0,10	< 0,50
Enovratni glog	0,26	< 0,25	18,5	9,25	< 0,50	< 0,25	< 0,10	< 0,50
Črni bezeg	0,31	< 0,25	23,1	5,79	0,62	3,82	< 0,10	< 0,50
<b>Bač</b>								
Navadni brin	< 0,25	< 0,25	15,0	2,36	< 0,50	0,61	< 0,10	< 0,50
Navadni šipek	< 0,25	< 0,25	14,0	5,14	< 0,50	0,60	< 0,10	< 0,50
Enovratni glog	0,42	< 0,25	18,4	7,94	1,04	0,65	0,21	< 0,50
Črni bezeg	< 0,25	< 0,25	23,3	9,02	< 0,50	1,38	< 0,10	< 0,50
<b>Crngrob</b>								
Navadni šipek	0,30	< 0,25	56,0	4,14	< 0,50	0,35	< 0,10	< 0,50
<b>Mačkovec</b>								
Navadni šipek	< 0,25	< 0,25	12,9	3,94	0,88	0,31	< 0,10	< 0,50
<b>Poček</b>								
Navadni brin	0,53	< 0,25	6,67	2,32	< 0,50	0,37	< 0,10	< 0,50
Navadni šipek	< 0,25	< 0,25	30,0	30,0	< 0,50	0,33	< 0,10	< 0,50
<b>Apače</b>								
Navadni šipek	< 0,25	< 0,25	10,8	3,98	1,65	< 0,25	< 0,10	< 0,50
Enovratni glog	< 0,25	< 0,25	24,5	8,50	2,09	< 0,25	< 0,10	< 0,50
Črn trn	< 0,25	< 0,25	10,4	10,2	1,98	< 0,25	< 0,10	< 0,50

Vsebnosti Cd in Pb ne prekažujejo zakonsko dovoljenih vsebnosti, edina izjema je vsebnost Pb v brinu, ki smo ga nabrali ob robu pehotnega strelišča na Bloški polici. Vsebnosti **Cd, Co in As so praviloma nizke**, saj v večini vzorcev ne presegajo meje določljivosti analitske metode (Cd in As vsi vzorci, Co: 87 % vzorcev). Z namenom izvesti primerjavo z različnimi raziskovalnimi območji smo podatke za posamezna pehotna strelišča združili in jih obravnavali oz. statistično analizirali kot enovit vzorec.



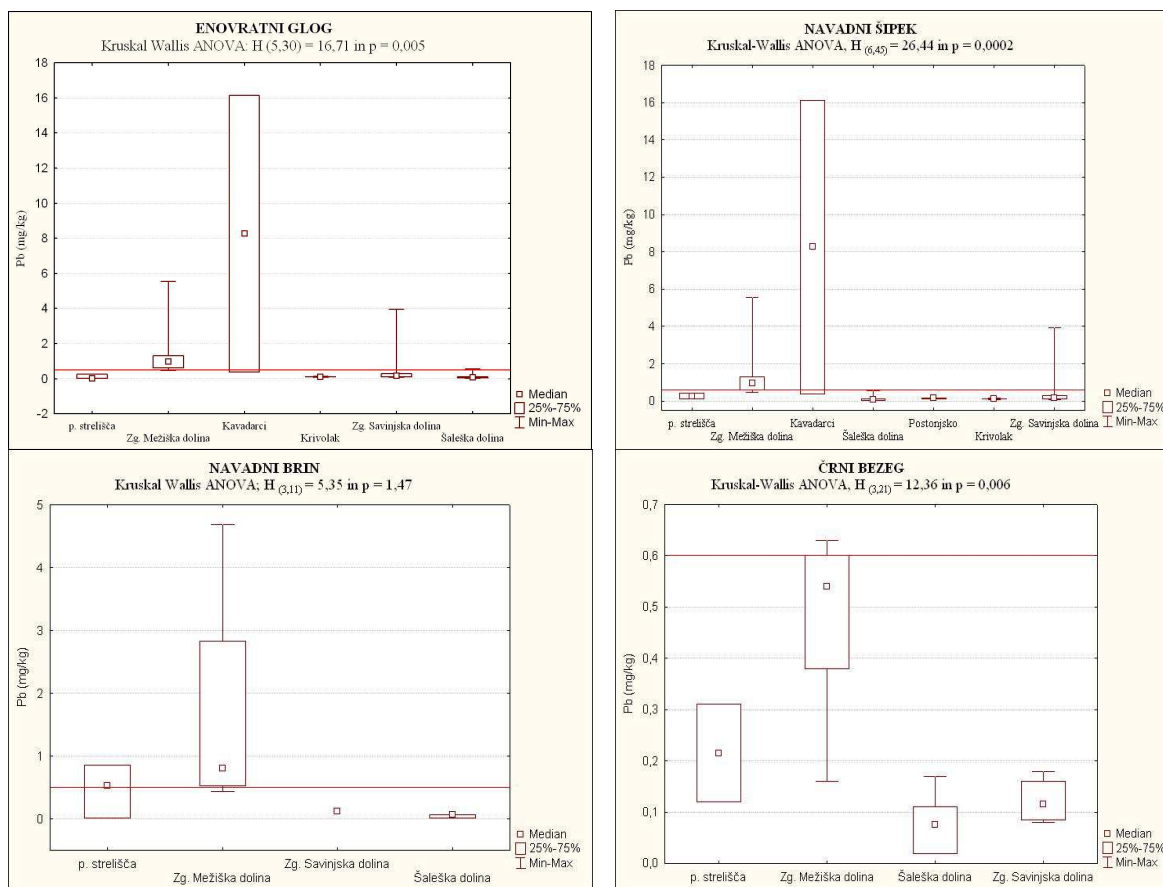
Slika 3.3-12: Rdečeploдни brin je pogost na Krivolaku, v okolici Kavadarcev in na otoku Pagu (foto: B. Pokorny, 2007).

Preglednica 3.3-14: Vsebnost Pb (mg/kg) v užitnih plodovih lesnatih vrst, vzorčenih v neposredni okolici pehotnih strelišč, in na ostalih raziskovalnih območjih.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>PEHOTNA STRELIŠČA</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	3	0,50 ± 0,92	0,53	< 0,25	<b>0,86</b>
Črni bezeg	<i>Sambus nigra</i> L.	2	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	1	< 0,25			
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	3	0,27 ± 0,37	0,26	< 0,25	0,42
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	6	0,15 ± 0,08	< 0,25	< 0,25	0,30
<b>ŠALEŠKA DOLINA</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	3	0,05 ± 0,05	0,06	< 0,05	0,06
Črni bezeg	<i>Sambus nigra</i> L.	10	0,08 ± 0,04	0,08	< 0,05	0,17
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	9	0,04 ± 0,03	< 0,05	< 0,05	0,11
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	10	0,12 ± 0,11	0,09	< 0,05	0,55
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	12	0,06 ± 0,02	0,06	< 0,05	0,15
<b>ZGORNJA MEŽIŠKA DOLINA</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	4	<b>1,68 ± 3,20</b>	<b>0,81</b>	0,44	<b>4,68</b>
Črni bezeg	<i>Sambus nigra</i> L.	5	0,46 ± 0,24	0,54	0,16	<b>0,63</b>
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	2	0,28	0,28	0,14	0,42
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	5	<b>1,77 ± 2,64</b>	<b>0,97</b>	0,46	<b>5,54</b>
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	6	<b>0,66 ± 0,78</b>	0,37	0,17	<b>2,13</b>
<b>ZGORNJA SAVINJSKA DOLINA</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	1	0,12			
Črni bezeg	<i>Sambus nigra</i> L.	4	0,12 ± 0,07	0,12	0,08	0,18
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	5	0,13 ± 0,14	0,06	< 0,05	0,25
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	5	<b>0,92 ± 2,10</b>	0,18	0,08	<b>3,94</b>
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	6	0,07 ± 0,06	0,07	< 0,05	0,17
<b>VOJAŠKI POLIGON POČEK</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	4	0,21 ± 0,32	0,11	0,09	0,51
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	5	0,31 ± 0,05	0,11	0,09	0,19
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	3	0,14 ± 0,10	0,14	0,10	0,18
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	5	0,09 ± 0,04	0,07	0,07	0,14
<b>VOJAŠKI POLIGON KRIVOLAK</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	5	0,12 ± 0,02	0,12	0,09	0,14
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	8	0,07 ± 0,01	0,07	0,04	0,09
Rdečeplojni brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	5	0,06 ± 0,02	0,05	0,08	0,08
<b>KAVADARCI</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	2	0,12	0,12	0,11	0,13
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	2	<b>8,62</b>	<b>8,62</b>	0,39	<b>16,1</b>
Rdečeplojni brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	2	0,27	0,27	0,27	0,27
<b>OTOK PAG</b>						
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	3	0,04 ± 0,04	0,05	0,03	0,06
Rdečeplojni brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	3	0,06 ± 0,04	0,06	0,05	0,08

Opombe: Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti. S krepkim smo označili vsebnosti, ki prekoračujejo MDK vrednost za Pb (0,6 mg/kg).

Med užitnimi plodovi lesnatih vrst, rastočimi ob pehotnih streliščih, so bile največje izmerjene vsebnosti Pb v plodovih **navadnega brina** ( $\bar{a} = 0,50$  mg/kg). Primerjaje to povprečno vrednost z ostalimi raziskovalnimi območji, ugotavljamo, da so povprečne vsebnosti Pb največje v jagodah brina iz Zgornje Mežiške doline, kjer se je v preteklosti izvajala topilniška dejavnost, ki močno obremenjuje okolje s Pb (Pokorny in sod., 2002; Ribarič Lasnik in sod., 2002; Pokorny, 2003; Poličnik, 2008; Al Sayegh Petkovšek, 2008).



Slika 3.3-13: Primerjava vsebnosti Pb v izbranih užitnih plodovih lesnatih vrst, vzorčenih na različnih območjih. Z rdečo črto je označena MDK vrednost za Pb (0,60 mg/kg).

Vsebnosti Pb v plodovih **navadnega brina**, ki smo jih nabrali ob pehotnih streliščih, so večje (vendar statistično neznačilno) od izmerjenih vsebnosti v jagodah brina (v primeru Krivolaka in otoka Paga v jagodah rdečeplovnega brina) z vojaških poligonov Krivolak in Poček, z referenčnih lokacij (Zgornja Savinjska dolina, otok Pag), iz Šaleške doline, ki ni pomembno onesnažena s Pb (Kugonič in Stropnik, 2001; Pokorny in sod., 2004; Al Sayegh Petkovšek, 2008) in z referenčne lokacije ( $< 0,25$  mg/kg). Slednje nakazuje, da plodovi navadnega brina, vzorčenih v ob robu pehotnih streliščih, vsaj ponekod vsebujejo povečane vsebnosti Pb (na primer na Bloški polici vsebnost Pb celo prekoračuje zakonsko dopustno vsebnost za ta element). Nekoliko manjšo vsebnost Pb smo izmerili v plodovih **enovratnega gloga** ( $\bar{a} = 0,27$  mg/kg). Izmerjene vsebnosti so primerljive z vojaškim poligonom Poček, večje od Šaleške doline, od vojaškega poligona Krivolak in od Kavadarcev ter statistično značilno manjše od Zgornje Mežiške doline (LSD test:  $p = 0,002$ ) in Zgornje Savinjske doline (statistično neznačilno). Vsebnosti Pb so v **navadnem šipku** ( $\bar{a} = 0,15$  mg/kg) večje od vsebnosti Pb, izmerjenih v Šaleški dolini, v Zgornji Savinjski dolini, na vojaških poligonih Krivolak in Poček ter hkrati statistično značilno manjše od povprečnih vsebnosti Pb v navadnem šipku z območja Kavadarcev (LSD test;  $p = 0,003$ ). Zaključimo torej lahko, da so **vsebnosti Pb v užitnih plodovih lesnatih vrst večje kot v ostalih raziskovalnih območjih** (statistično neznačilno), **vendar hkrati statistično značilno manjše od območij, ki so zelo obremenjena s svincem** (imisijska območja topilnic). Z izjemo enega vzorca (navadni brin na pehotnem strelišču Bloška polica) prehranjevanje z analizirani plodovi ne predstavlja tveganja za žive organizme.

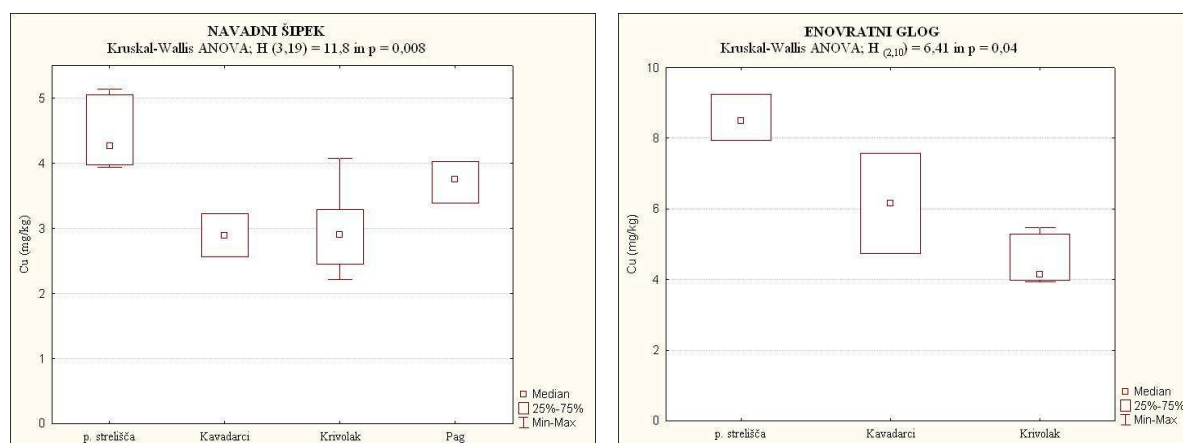


Preglednica 3.3-15: Vsebnost Cu (mg/kg) v užitnih plodovih lesnatih vrst, vzorčenih v neposredni okolici pehotnih strelišč, in na ostalih območjih.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>PEHOTNA STRELIŠČA</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	3	2,62 ± 1,18	2,36	2,32	3,17
Črni bezeg	<i>Sambus nigra</i> L.	2	7,40	7,40	5,79	9,02
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	1	10,2	-	-	-
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	3	8,56 ± 1,63	8,50	7,94	9,25
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	6	4,44 ± 0,55	4,26	3,94	5,14
<b>VOJAŠKI POLIGON KRIVOLAK</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	5	4,56 ± 0,93	4,15	3,93	5,46
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	8	2,94 ± 0,51	2,90	2,21	4,07
Rdečeplojni brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	5	1,47 ± 0,16	1,45	1,31	1,60
<b>KAVADARCI</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	2	6,15	6,15	4,73	7,58
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	2	2,89	2,89	2,56	3,22
Rdečeplojni brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	2	1,83	1,83	1,78	1,88
<b>OTOK PAG</b>						
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	3	3,72 ± 0,80	3,57	3,39	4,03
Rdečeplojni brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	3	2,12 ± 0,63	2,23	1,83	2,30

Opombe: Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti.

Izmerjene vsebnosti Cu v užitnih plodovih s pehotnih strelišč smo primerjali z vojaškim poligonom Krivolak, s Kavadarci v Makedoniji in referenčnim območjem (otok Pag na Hrvaškem). Največje vsebnosti so bile izmerjene v plodovih **enovratnega gloga**, rastočega v neposredni bližini pehotnih strelišč (LSD test: Krivolak:  $p = 0,001$ ; Kavadarci:  $p = 0,03$ ). Enako velja za **navadni šipek**, kjer so vsebnosti statistično značilno večje kot na vojaškem poligonu Krivolak in v Kavadarcih (LSD test: Krivolak:  $p = 0,0001$ ; Kavadarci:  $p = 0,03$ ). Vsebnosti Cu v navadnem brinu so večje od izmerjene na referenčni lokaciji (1,61 mg/kg), na vojaškem poligonu Krivolak in na območju Kavadarcev ter primerljive z otokom Pagom. Za zadnja tri raziskovalna območja so primerjave opravljene za rdečeplojni brin, saj sklepamo, da je osnovni princip sprejema kovin v plodove za obe vrsti iz istega rodu podoben.



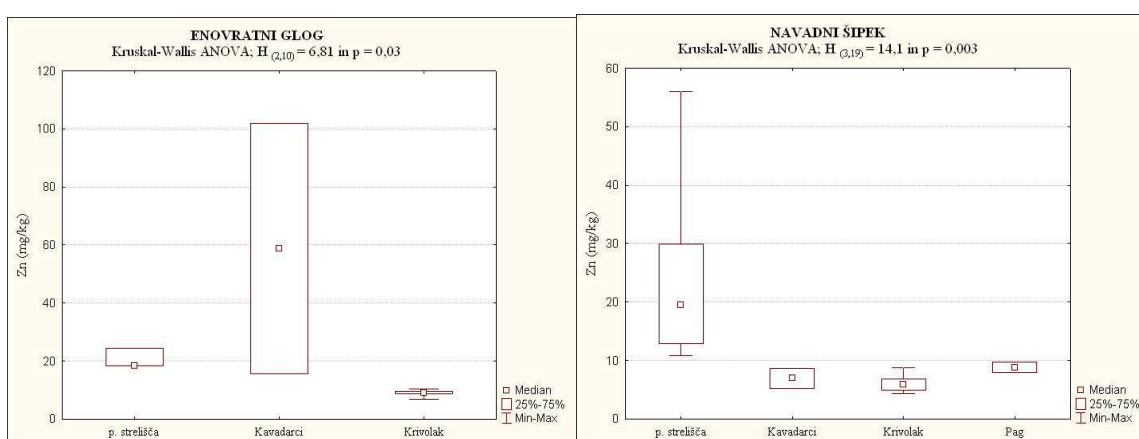
Slika 3.3-14: Primerjava vsebnosti Cu v plodovih navadnega šipka in enovratnega gloga, vzorčenih na različnih območjih.

Preglednica 3.3-16: Vsebnost Zn (mg/kg) v užitnih plodovih lesnatih vrst, vzorčenih v neposredni okolici pehotnih strelišč, in na ostalih območjih.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>PEHOTNA STRELIŠČA</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	3	20,5 ± 8,67	18,5	18,4	24,3
Črni bezeg	<i>Sambus nigra</i> L.	2	23,2	23,2	23,1	23,3
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	1	10,4			
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	3	20,5 ± 8,67	18,5	18,4	24,5
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	6	24,7 ± 17,9	19,4	10,8	56,0
<b>VOJAŠKI POLIGON KRIVOLAK</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	5	8,95 ± 1,65	9,16	6,79	10,3
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	8	6,06 ± 1,17	5,86	4,40	8,73
Rdečeploдни brin	<i>Juniperus oxcedruss</i> L.	5	5,15 ± 1,06	5,01	4,01	6,01
<b>KAVADARCI</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	2	58,8	58,8	15,6	102
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	2	6,99	6,99	5,26	8,72
Rdečeploдни brin	<i>Juniperus oxcedruss</i> L.	2	7,06	7,06	6,81	7,32
<b>OTOK PAG</b>						
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	3	8,85 ± 2,17	8,80	8,00	9,74
Rdečeploдни brin	<i>Juniperus oxcedruss</i> L.	3	6,15 ± 3,69	6,19	4,56	7,62

Opombe: Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti.

Vsebnost Zn v **navadnem šipku** je statistično značilno večja od izmerjenih vsebnosti Zn v plodovih šipka, rastočih na območju Kavadarcev, na vojaškem poligonu Krivolak in na otoku Pag (LSD test: Kavadarci:  $p = 0,04$ ; Krivolak:  $p = 0,003$ ; otok Pag:  $p = 0,04$ ); nasprotno so bile vsebnosti Zn največje v plodovih **enovratnega gloga** iz območja Kavadarcev. Če primerjamo vsebnosti Zn v jagodah **navadnega brina**, vzorčenih ob robu pehotnih strelišč, z vsebnostmi v jagodah rdečeploдного brina, je povprečna vsebnost Zn s pehotnih strelišč bistveno večja (za faktor 3) od povprečnih vsebnosti Zn, določenih za Krivolak, Kavadarce, otok Pag in referenčno lokacijo (7,94 mg/kg).



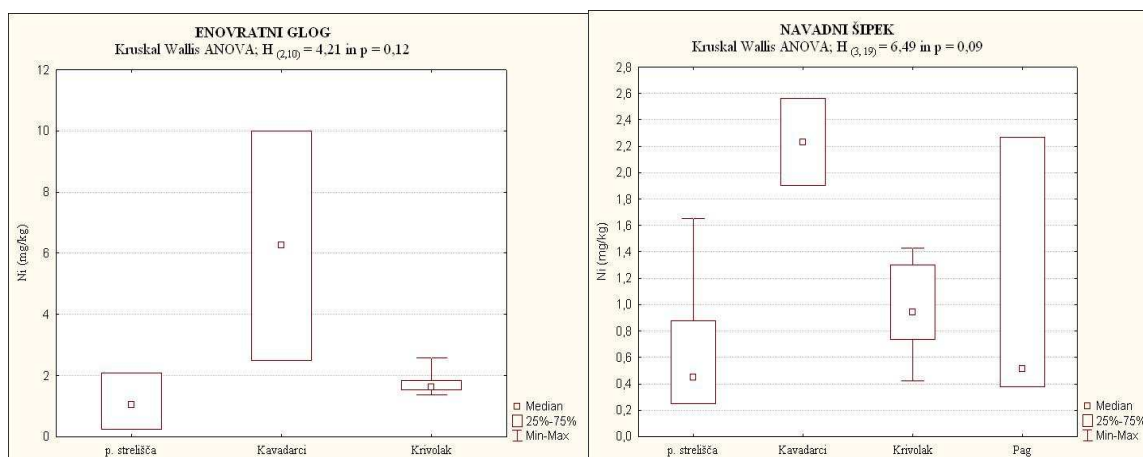
Slika 3.3-15: Primerjava vsebnosti Zn v plodovih enovratnega gloga in navadnega šipka, vzorčenih na različnih območjih.

Preglednica 3.3-17: Vsebnost Ni (mg/kg) v užitnih plodovih lesnatih vrst, vzorčenih v neposredni okolici pehotnih strelišč, in na ostalih območjih.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>PEHOTNA STRELIŠČA</b>						
Navadni brin	<i>Juniperus communis</i> L.	3	0,57 ± 1,39	< 0,50	< 0,50	1,22
Črni bezeg	<i>Sambus nigra</i> L.	2	0,43	0,43	< 0,50	0,62
Črni trn	<i>Prunus spinosa</i> L.	1	1,98			
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	3	1,13 ± 2,29	1,04	< 0,50	2,09
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	6	0,65 ± 0,58	0,45	< 0,50	1,65
<b>VOJAŠKI POLIGON KRIVOLAK</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	5	1,80 ± 0,57	1,63	1,38	2,58
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	8	0,97 ± 0,23	0,94	0,42	1,43
Rdečeploдни brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	5	0,83 ± 0,47	0,66	0,55	1,48
<b>KAVADARCI</b>						
Enovratni glog	<i>Crateagus monogyna</i> Jacq.	2	6,25	6,25	2,51	10,0
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	2	2,23	2,23	1,90	2,56
Rdečeploдни brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	2	5,86	5,86	5,80	5,93
<b>OTOK PAG</b>						
Navadni šipek	<i>Rosa canina</i> L.	3	1,05 ± 2,62	0,51	0,38	2,27
Rdečeploдни brin	<i>Juniperus oxcedrus</i> L.	3	0,32 ± 0,11	0,32	0,27	0,36

Opombe: Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti.

Vsebnosti Ni so največje v plodovih **enovratnega gloga in navadnega šipka**, vzorčenih na območju Kavadarcev v Makedoniji, razlike so statistično značilne (LSD test: pehotna strelišča:  $p = 0,004$ ; Krivolak:  $p = 0,01$  in Pag:  $p = 0,04$ ). Enako velja tudi za **rdečeploдни brin**, kjer je izmerjena povprečna vsebnost Ni za velikostni razred večja od povprečnih vsebnosti Zn, izmerjenih v plodovih, rastočih na območju vojaškega poligona Krivolak, otoka Paga in pehotnih strelišč. Povečane vsebnosti Zn v užitnih plodovih omenjenih lesnih vrst povezujemo z obremenjenosti okolja na območju Kavadarcev kot posledico emisij iz topilnice FENI, ki obratuje na tem območju (Al Sayegh Petkovšek in sod., 2007). Povzamemo lahko, da so izmerjene vsebnosti Ni v plodovih, rastočih ob gozdnem robu pehotnih strelišč, primerljive z ostalimi območji in niso povečane.



Slika 3.3-16: Primerjava vsebnosti Ni v plodovih enovratnega gloga in navadnega šipka, vzorčenih na različnih območjih.

Na podlagi izmerjenih vsebnosti kovin v užitnih plodovih izbranih lesnatih vrst, rastočih ob robu pehotnih strelišč, in izvedene primerjave z ostalimi raziskovalnimi območji, zaključujemo, da so **vsebnosti Pb v užitnih plodovih lesnatih vrst z roba pehotnih strelišč večje kot v ostalih raziskovalnih območjih** (statistično neznačilno), **vendar hkrati statistično značilno manjše od območij, ki so zelo obremenjena s svincem** (imisijska območja topilnic). Z izjemo enega vzorca (navadni brin na pehotnem strelišču Bloška polica) prehranjevanje z analiziranimi plodovi (upoštevaje izmerjene vsebnosti Pb in ostalih kovin) ne predstavlja tveganja za žive organizme.

Kljub temu, da smo vsebnosti Cu, Ni in Zn lahko primerjali le s tremi območji (vojaški poligon Krivolak, območje Kavadarcev in otok Pag) in so zato ugotovitve nekoliko manj zanesljive, ugotavljamo, da **so vsebnosti Cu in Zn** (izjema je enovratni glog na območju Kavadarcev) v plodovih analiziranih lesnatih vrst, rastočih ob robu pehotnih strelišč, **povečane v primerjavi z ostalimi območji, vsebnosti Ni pa primerljive z njimi. Nasprotno so vsebnosti Cd, Co in As zelo nizke**, saj je vsebnost omenjenih kovin v večini vzorcev pod mejo določljivosti uporabljene analitske metode.



Slika 3.3-17: Na zaščitnih nasipih smo vzorčili združen vzorec trav, detelj in zelišč (Bloška polica, 11.8.2009) (foto: M. Videmšek, 2008).



### 3.3.3.3 Vsebnosti kovin v živalskih tkivih

#### a) Vsebnost kovin v deževnikih

Deževniki (f. *Lumbricidae*) jedo rastlinske ostanke ali pa kar prst, ki se nato v črevesju kemijsko in mehansko spremeni. Posledično lahko deževniki, ki živijo v tleh, ki vsebuje povečane vsebnosti težkih kovin, kopičijo v svojih tkivih velike količine kovin in so kot taki primerni pokazatelji onesnaženosti kopenskih ekosistemov. Še več, deževniki so na začetku prehranjevalnih verig in lahko »posredujejo« kovine iz tal do najrazličnejših skupin predatorjev – v našem primeru so to mali sesalci in ptice pevke (Carpene in sod., 2006).

Preglednica 3.3-18: Vsebnost kovin (mg/kg) v vzorcih deževnikov z izbranih pehotnih strelišč.

	Pb	Cd	Zn	Cu	Ni	Mo	Co	As
Bloška polica	23,4	0,38	32,0	5,76	2,95	0,58	1,39	1,37
Bač	29,4	0,96	39,0	8,82	7,06	0,85	1,94	2,26
Mačkovec	4,04	3,44	78,8	4,65	6,79	0,18	1,46	1,44
Poček	39,1	0,79	45,2	5,31	2,62	0,25	0,72	0,67
Crngrob	100	1,24	55,0	6,72	4,99	0,69	1,14	1,11
Apače	77,7	2,71	68,3	2,59	0,78	0,11	0,71	0,72

Povprečne vsebnosti kovin v deževnikih s pehotnih strelišč smo primerjali z referenčno lokacijo (Lindek). Z izjemo Cd in As so bile povprečne vsebnosti večje od tistih, ki smo jih določili v vzorcu z Lindeka (za Pb je bilo to povečanje več kot 20-kratno). Morda lahko večjo vsebnost Cd v deževnikih z referenčne lokacije povezujemo z obremenjenostjo teh tal s Cd, saj je izmerjena vsebnost v tleh prekoračevala mejno imisijsko vrednost za Cd; vsebnost As pa se je tej vrednosti približevala (glej preglednico 3.3-3).

Preglednica 3.3-19: Povprečne vsebnosti kovin v deževnikih, vzorčenih na pehotnih streliščih.

	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE^1$	Me	Min	Max	referenca	povečanje <sup>2</sup>
Svinec (Pb)	6	<b>45,6 ± 37,9</b>	<b>34,2</b>	<b>4,04</b>	<b>100</b>	<b>2,21</b>	<b>20,6-krat</b>
Kadmij (Cd)	6	1,58 ± 1,27	1,10	0,38	3,44	3,25	/
Cink (Zn)	6	53,5 ± 18,7	50,1	32,0	78,8	34,7	1,5-krat
Baker (Cu)	6	5,64 ± 2,18	5,53	2,59	8,82	2,60	2,2-krat
Nikelj (Ni)	6	4,19 ± 2,62	3,97	0,78	7,06	1,73	2,4-krat
Molibden (Mo)	6	0,44 ± 0,32	0,41	0,11	0,85	0,15	2,9-krat
Kobalt (Co)	6	1,22 ± 0,51	1,26	0,71	1,94	0,92	1,3-krat
Arzen (As)	6	1,26 ± 0,61	1,24	0,67	2,26	1,29	/

Opombe: <sup>1</sup>Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti ter vsebnosti kovin, ki so bile izmerjene v vzorcu z referenčne lokacije. <sup>2</sup>Povečanje vsebnosti izbranih kovin glede na referenčno lokacijo.

Povprečna vsebnost Pb za pehotna strelišča je bistveno večja od izmerjenih v urbanem okolju vzhodne Francije ( $2,63 \pm 0,25$  mg/kg) (Scheifler in sod., 2006) in primerljiva z vsebnostjo Pb v tleh z območja Stellenboch v J Afriki. Omenjeno območje je bilo sicer izbrano kot referenčna lokacija za laboratorijski poskus, vendar domnevajo, da so bili deževniki iz tega območja že izpostavljeni povečanim vsebnostim Pb, izmerjene povprečne vsebnosti so se nahajale v intervalu od 21,4 mg/kg do 45,6 mg/kg. V laboratorijskem poskusu so nato uporabili s svincem kontaminirane deževnike (Pb: 96,0 mg/kg ± 13,4) in dokazali prenos Pb iz deževnikov do rovk (Reinecke in sod., 2000). Določena povprečna vsebnost Pb za pehotna strelišča je primerljiva tudi z onesnaženo lokacijo na Nizozemskem, kjer so raziskovali vnos Pb v tkiva črnorepega

kljunača ( $\bar{a} = 35,2$  mg/kg; min. = 17,4 mg/kg in max. = 105,8 mg) (Roodbergen in sod., 2008). Upošteva je literaturne podatke in primerjavo z referenčno lokacijo lahko torej zaključimo, **da deževniki iz tal pehotnih strelišč vsebujejo povečane vsebnosti kovin (zlasti Pb).**

#### (b) Vsebnost kovin v tkivih malih sesalcev

Na izbranih pehotnih streliščih in na referenčni lokaciji smo vzorčili male sesalce z namenom določiti vsebnosti kovin v njihovih tkivih ter tako oceniti, ali prehajajo kovine (zlasti Pb) iz tal preko prehranskih komponent v živalska tkiva. Kovine v malih sesalcih se kopičijo glede na vrsto malega sesalca in v odvisnosti od posamezne kovine. Največja akumulacija kovin pri sesalcih je sicer v ledvicah, sledijo jetra in mišično tkivo. V posameznih raziskavah so ugotovili tudi povečane vsebnosti Cd v jetrih gozdne rovke, Pb v mišicah in jetrih rumenogrla miši, pa tudi Zn, Cu in Cd v jetrih ter v mišicah poljske voluharice. Stopnja bioakumulacije **Pb v jetrih malih sesalcev** je po podatkih iz Bolgarije naslednja: snežna voluharica > gozdna voluharica > rumenogrla miš > poljska voluharica > gozdna rovka > vrtna voluharica. Za **kopičenje Pb v mišicah** pa velja naslednje zaporedje: rumenogrla miš > poljska voluharica > gozdna voluharica > gozdna rovka > vrtna voluharica. Kaže, da pri **gozdni rovki in vrtni voluharici**, ki sta uvrščeni na zadnji mesti glede na sprejem Pb v jetra ter mišice, pretežen del Pb vstopa v telo preko vdihavanja prašnih delcev (inhalacija), saj večino življenja preživita v rovih pod zemljo. V splošnem velja, da sprejem Pb v telo sesalcev poteka preko inhalacije (od 10 % do 50 %) oziroma s hrano (od 2 % do 20 %) (Metcheva in sod., 2003; Topashka in sod., 2003).

Seveda je sprejem kovin primarno odvisen od **prehranske strategije posamezne vrste**. Rumeno-grle miši se prehranjujejo največ s semeni in plodovi ter manj s travami, ki vsebujejo večje vsebnosti kovin. Kljub temu so v mišicah teh vrst iz omenjenje raziskave izmerili znatne količine Pb in Cd. Morda je vzrok v manjšem izločanju ledvic, kar je lahko tudi vzrok, da so rumenogrla miši bolj občutljive na onesnaženje. Pogostokrat rezultati ne potrjujejo tradicionalnega koncepta naraščanja kovin v tkivih malih sesalcev (voluharice < miši < rovke), ugotovljeno namreč je, da **višja pozicija v prehranjevalni verigi ni vedno povezana z večjo onesnaženostjo organizmov** (*ibid.*)

Največjo pozornost smo posvetili Pb, ki se v organizmih sesalcev akumulira v kosteh, iz mehkih tkiv pa se izloči že v nekaj dneh do nekaj tednih (Ma, 1996); vsebnosti Pb v mišicah in jetrih analiziranih malih sesalcev so torej pokazatelj trenutne izpostavljenosti osebkov temu elementu. Izpostavljenost velikim koncentracijam Pb povzroča anemijo, poškodbe ledvic, bolezni srca in ožilja. Pb lahko uspešno tekmuje s kalcijem (Ca) in posledično škodljivo vpliva na delovanje živčnega sistema (Mautino, 1997). Vpliv na zdravstveno stanje in razmnoževalni potencial se pojavi pri vsebnostih Pb, ki se nahajajo med 5 in 10 mg/kg suhe snovi jeter, kar znaša preračunano na svežo težo jeter od **1,4 do 2,3 mg/kg sveže teže jeter** (Ma, 1996). Po nekaterih drugih avtorjih (Lewis in sod., 2001; glej tudi preglednico 3.3-2) so meje za kritične vsebnosti nekoliko drugačne, na primer vsebnosti > 1,0 mg/kg obravnavamo kot povečane; vsebnosti Pb > 2,0 mg/kg pa kot potencialno kritične. Ker za male sesalce ne poročajo o kritičnih koncentracijah (*»effects concentration«*) za Pb (Wijnhoven in sod., 2008) smo izmerjene vsebnosti Pb primerjali s prej omenjenimi vrednostmi.

V preglednicah 3.3-20 in 3.3-21 prikazujemo izmerjene vsebnosti kovin v mišičnini in jetrih malih sesalcev, vzorčenih na pehotnih streliščih ter na njihovem robu (Bloška polica, Mačkovec, Bač, Poček, Crngrob in Apače).

Preglednica 3.3-20: Vsebnosti kovin (mg/kg) v mišičnini malih sesalcev, ujetih na pehotnih streliščih in njihovem robu.

	Pb	Cu	Co	Ni	Zn	As	Mo	Cd
<b>Bloška polica</b>								
rumenogrla miš	0,02	1,74	< 0,01*	0,01	15,07	< 0,01	0,03	0,03
rumenogrla miš	0,00	1,75	< 0,01	0,01	9,68	< 0,01	0,03	0,03
travniška voluharica	0,09	2,92	0,02	0,03	14,46	< 0,01	0,02	0,02
rumenogrla miš	0,01	1,53	< 0,01	0,01	9,01	< 0,01	0,02	0,02
rumenogrla miš	0,01	1,30	< 0,01	0,03	10,20	< 0,01	0,02	0,02
rumenogrla miš	0,07	3,84	0,05	0,02	15,20	< 0,01	0,41	0,41
travniška voluharica	<b>0,47</b>	<b>5,51</b>	<b>0,05</b>	<b>0,01</b>	<b>23,11</b>	< 0,01	<b>1,21</b>	<b>1,21</b>
travniška voluharica	<b>0,16</b>	<b>2,40</b>	< 0,01	< 0,01	<b>12,35</b>	< 0,01	<b>0,05</b>	<b>0,05</b>
<b>Bač</b>								
rumenogrla miš	< 0,01	1,28	< 0,01	0,02	10,11	< 0,01	0,01	0,01
rumenogrla miš	< 0,01	1,77	< 0,01	0,02	9,33	< 0,01	0,02	0,02
rumenogrla miš	< 0,01	1,45	< 0,01	0,02	8,41	< 0,01	0,02	0,02
<b>Mačkovec</b>								
rumenogrla miš	0,00	1,65	< 0,01	0,01	8,32	< 0,01	0,03	0,03
travniška voluharica	0,08	1,91	< 0,01	0,04	16,49	< 0,01	0,03	0,03
rumenogrla miš	< 0,01	1,62	< 0,01	0,03	9,02	< 0,01	0,02	0,02
rumenogrla miš	< 0,01	1,83	< 0,01	0,02	7,84	< 0,01	0,02	0,02
travniška voluharica	<b>0,10</b>	<b>1,70</b>	< 0,01	<b>0,06</b>	<b>16,41</b>	< 0,01	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>
<b>Poček</b>								
travniška voluharica	<b>0,09</b>	<b>2,19</b>	<b>0,02</b>	<b>0,07</b>	<b>15,34</b>	<b>0,11</b>	<b>0,08</b>	<b>0,08</b>
travniška voluharica	<b>0,68</b>	<b>2,50</b>	<b>0,04</b>	<b>0,07</b>	<b>18,76</b>	<b>0,20</b>	<b>0,09</b>	<b>0,09</b>
rumenogrla miš	0,25	1,75	0,02	1,33	9,96	0,09	0,04	0,04
rumenogrla miš	0,08	1,57	0,02	0,04	12,71	0,09	0,05	0,05
<b>Crngrob</b>								
travniška voluharica	0,08	3,15	0,02	0,53	11,83	0,05	0,06	0,06
travniška voluharica	0,09	2,23	0,02	0,61	17,09	0,06	0,04	0,04
<b>Apače</b>								
travniška voluharica	<b>2,61</b>	<b>2,40</b>	<b>0,03</b>	<b>0,12</b>	<b>16,77</b>	<b>0,10</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>
travniška voluharica	<b>0,03</b>	<b>2,50</b>	<b>0,02</b>	<b>1,93</b>	<b>14,33</b>	<b>0,06</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>
travniška voluharica	<b>0,03</b>	<b>1,92</b>	<b>0,02</b>	<b>0,04</b>	<b>17,97</b>	<b>0,09</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>
poljska rovka	<b>0,12</b>	<b>7,42</b>	<b>0,01</b>	<b>0,04</b>	<b>29,29</b>	< 0,01	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>
poljska rovka	<b>0,77</b>	<b>3,75</b>	<b>0,05</b>	<b>0,58</b>	<b>24,70</b>	<b>0,01</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>
gozdna rovka	0,10	3,84	0,04	0,16	33,53	0,15	0,04	0,04
gozdna rovka	0,41	3,22	0,07	0,09	22,78	0,13	0,06	0,06
travniška voluharica	0,19	2,34	0,04	0,05	13,35	0,06	0,05	0,05
travniška voluharica	0,02	1,78	0,02	0,08	16,80	0,01	0,02	0,02
travniška voluharica	0,02	2,31	0,01	0,04	14,48	0,01	0,01	0,01
rumenogrla miš	0,02	1,93	0,01	0,14	12,20	0,01	0,01	0,01
rumenogrla miš	0,02	1,48	0,01	0,11	7,93	< 0,01	0,02	0,02
<b>Lindek</b>								
travniška voluharica	0,01	2,18	0,01	0,02	13,09	< 0,01	0,05	0,05
rumenogrla miš	0,03	1,55	0,01	0,04	9,00	< 0,01	0,02	0,02
rumenogrla miš	0,01	1,42	< 0,01	0,02	9,62	< 0,01	0,01	0,01
rumenogrla miš	0,01	1,53	< 0,01	0,04	9,65	< 0,01	0,01	0,01

Opombe: S krepkim smo označili vsebnosti kovin, ki smo jih izmerili v mišičnini osebkov, ulovljenih na pehotnih streliščih. \*Vsebnosti kovin so manjše od meje določljivosti uporabljene metode.

Preglednica 3.3-21: Vsebnosti kovin (mg/kg) v jetrih malih sesalcev, ujetih na pehotnih streliščih in njihovem robu.

	Pb	Cu	Co	Ni	Zn	As	Mo	Cd
<b>Bloška polica</b>								
rumenogrla miš	0,07	5,59	0,04	0,01	25,10	0,01	1,52	0,12
rumenogrla miš	0,01	6,08	0,02	0,03	24,86	0,03	1,47	< 0,01*
travniška voluharica	0,02	5,01	0,09	0,02	22,07	0,06	0,89	0,02
rumenogrla miš	0,01	3,99	0,03	0,02	24,50	0,01	0,91	0,03
rumenogrla miš	0,01	4,81	0,03	0,03	24,54	0,06	1,32	0,03
rumenogrla miš	0,02	5,56	0,07	0,02	29,09	0,04	0,92	0,08
travniška voluharica	<b>0,24</b>	<b>1,95</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>9,78</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	<b>0,00</b>
travniška voluharica	<b>0,51</b>	<b>5,33</b>	<b>0,05</b>	<b>0,02</b>	<b>26,44</b>	<b>0,03</b>	<b>1,35</b>	<b>0,01</b>
<b>Bač</b>								
rumenogrla miš	0,02	4,01	0,05	0,03	19,67	0,02	0,11	0,12
rumenogrla miš	0,03	5,99	0,03	0,03	30,13	0,05	1,30	0,17
rumenogrla miš	0,01	5,13	0,02	0,02	22,02	0,02	1,32	0,21
<b>Mačkovec</b>								
rumenogrla miš	0,01	5,06	0,01	0,02	23,44	0,03	1,48	0,04
travniška voluharica	0,04	4,63	0,04	0,03	24,86	0,05	1,12	0,06
rumenogrla miš	0,03	3,90	0,01	0,07	21,72	0,04	1,13	0,04
rumenogrla miš	0,01	4,09	0,01	0,03	19,49	0,02	1,24	0,01
travniška voluharica	<b>0,05</b>	<b>6,47</b>	<b>0,03</b>	<b>0,05</b>	<b>36,78</b>	<b>0,07</b>	<b>1,78</b>	<b>0,03</b>
<b>Poček</b>								
travniška voluharica	<b>0,08</b>	<b>4,48</b>	<b>0,03</b>	<b>0,01</b>	<b>23,28</b>	<b>0,02</b>	<b>0,90</b>	<b>0,29</b>
travniška voluharica	<b>0,10</b>	<b>5,03</b>	<b>0,08</b>	<b>0,01</b>	<b>22,86</b>	<b>0,02</b>	<b>1,04</b>	<b>0,04</b>
rumenogrla miš	0,10	3,88	0,06	0,01	19,50	0,05	0,69	0,08
rumenogrla miš	0,05	5,14	0,04	0,03	24,69	0,05	1,06	0,02
<b>Crngrob</b>								
travniška voluharica	0,03	5,31	0,06	0,04	22,70	0,08	1,24	0,05
travniška voluharica	0,10	4,49	0,08	0,08	20,52	0,12	0,41	0,13
<b>Apače</b>								
travniška voluharica	<b>3,73</b>	<b>4,99</b>	<b>0,06</b>	<b>0,03</b>	<b>23,57</b>	<b>0,04</b>	<b>1,21</b>	<b>0,01</b>
travniška voluharica	<b>0,06</b>	<b>4,53</b>	<b>0,04</b>	<b>0,03</b>	<b>18,64</b>	<b>0,00</b>	<b>0,53</b>	<b>0,09</b>
travniška voluharica	<b>0,02</b>	<b>5,92</b>	<b>0,04</b>	<b>0,02</b>	<b>25,95</b>	<b>0,02</b>	<b>1,41</b>	<b>0,03</b>
poljska rovka	<b>0,15</b>	<b>10,51</b>	<b>0,06</b>	<b>0,02</b>	<b>28,86</b>	<b>0,04</b>	<b>1,02</b>	<b>1,53</b>
poljska rovka	<b>0,03</b>	<b>16,05</b>	<b>0,06</b>	<b>0,02</b>	<b>29,16</b>	<b>0,09</b>	<b>1,21</b>	<b>0,65</b>
gozdna rovka	0,03	6,41	0,04	0,03	20,17	0,03	0,81	3,05
gozdna rovka	0,02	6,79	0,05	0,01	19,78	< 0,01	0,91	1,76
travniška voluharica	0,01	5,88	0,04	0,04	25,75	< 0,01	1,14	0,10
travniška voluharica	0,01	7,36	0,02	0,01	26,39	< 0,01	0,65	0,23
travniška voluharica	0,01	5,36	0,04	0,02	26,19	< 0,01	1,02	0,16
rumenogrla miš	< 0,01	4,37	0,03	0,08	18,35	< 0,01	0,39	0,02
rumenogrla miš	< 0,01	4,45	0,06	0,02	20,76	< 0,01	0,22	0,02
<b>Lindek</b>								
travniška voluharica	0,01	4,94	0,03	0,01	25,43	< 0,01	1,07	1,47
rumenogrla miš	< 0,01	4,89	0,01	0,01	23,40	< 0,01	0,98	0,11
rumenogrla miš	< 0,01	4,05	0,01	0,03	19,26	0,03	0,92	0,10
rumenogrla miš	< 0,01	4,94	0,02	0,00	22,59	0,00	1,18	0,12

Opombe: S krepkim smo označili vsebnosti kovin, izmerjenih v mišičnini osebkov, ulovljenih na pehotnih streliščih.

\*Vsebnosti kovin so manjše od meje določljivosti uporabljene metode.



Potencialno kritično vsebnost Pb je prekoračeval le en vzorec, in sicer je bila izmerjena vsebnost Pb v jetrih 3,73 mg/kg (travniška voluharica, ulovljena na zaščitnem nasipu na pehotnem strelišču Apače); vse ostale vsebnosti Pb v jetrih so bile nižje. Med njimi so bile največje vsebnosti tega elementa izmerjene v osebkih, ki smo jih ulovili neposredno na pehotnih streliščih in sicer: 0,51 mg/kg in 0,24 mg/kg (travniški voluharici z zaščitnega nasipa na Bloški polici) in 0,15 mg/kg (poljska rovka na pehotnem strelišču Apače). V nekaterih vzorcih mišic so bile izmerjene celo večje vsebnosti kot v jetrih, vendar nismo dokazali razlik med vsebnostmi Pb v mišicah in jetrih travniških voluharic ter rumenogrlih miši. Največje izmerjene vsebnosti v mišicah so naslednje: 2,61 mg/kg v travniški voluharici z Apač (osebek, kjer je bila izmerjena največja vsebnost vrednost za ta element); 0,47 mg/kg v travniški voluharici z zaščitnega nasipa na Bloški polici; 0,68 mg/kg v travniški voluharici s Počka in 0,77 mg/kg v poljski rovki z Apač.

V naši raziskavi so bile največje vsebnosti Pb izmerjene v tkivih travniške voluharice in poljske rovke. Slednje je bilo pričakovano, saj smo osebkke omenjenih vrst ujeli tudi neposredno na pehotnih streliščih; medtem ko rumenogrla miš in gozdna rovka živita predvsem v gozdnem robu ob streliščih. Rovke praviloma vsebujejo v svojih tkivih večje vsebnosti kovin v primerjavi z ostalimi malimi sesalci, ker imajo intenzivnejši metabolizem, zaužijejo več hrane in ker so na vrhu prehranjevalnih verig (so insektivori) (Sanchez-Chardi in sod., 2007, 2007a in 2009). Da bi lahko dejansko primerjali akumulacijsko sposobnost posameznih vrst malih sesalcev, bi morali izbrati življenjska okolja, kjer so v enaki meri zastopane vse opazovane vrste malih sesalcev. Vsa pehotna strelišča smo za namene analize združili, saj smo le tako lahko zagotovili ustrezno velikost vzorca.

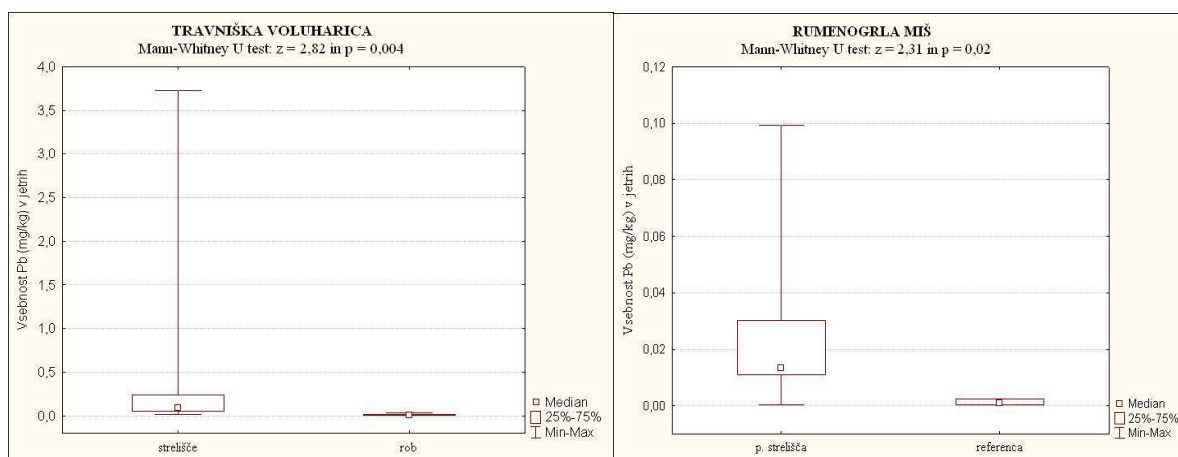
Preglednica 3.3-22: Vsebnosti Pb (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>Pb v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,03 ± 0,04	0,01	< 0,01	0,25
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,32 ± 0,37	0,09	0,02	2,61
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,25 ± 2,02	0,25	0,09	0,41
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,44	0,44	0,19	0,77
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,01 ± 0,03	0,01	< 0,01	0,03
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,01	-	-	-
<b>Pb v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,03 ± 0,01	0,01	< 0,01	0,10
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,33 ± 0,53	0,05	< 0,01	3,73
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,03	0,03	0,02	0,03
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,10	0,10	0,03	0,15
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,01	-	-	-

Opomba: Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti. Z zeleno barvo smo osenčili vsebnosti Pb, ki so bile izmerjene na referenčni lokaciji (Lindek).

Z namenom ugotoviti, ali pehotna strelišča vplivajo na povečane vsebnosti Pb v tkivih malih sesalcev, ki tam praviloma živijo, smo izvedli primerjavo med vsebnostjo Pb v travniških voluharicah, ulovljenih na območju pehotnih strelišč, in med osebki iste vrste, ki so bili ulovljeni ob robu strelišč. Ugotovili smo, da so vsebnosti Pb v jetrih travniških voluharic s pehotnih strelišč (n = 10;  $\bar{a}$  = 0,49 mg/kg; Me = 0,09 mg/kg; min. = 0,02 mg/kg in max. = 3,73 mg/kg) statistično visoko značilno (p = 0,004) večje od izmerjenih vsebnosti Pb v jetrih voluharic (n

= 5;  $\bar{a}$  = 0,01 mg/kg; Me = 0,01 mg/kg; min. = 0,01 mg/kg in max. = 0,10 mg/kg), **ki so živele na robu pehotnih strelišč**. Primerjavo z referenčno lokacijo smo lahko izvedli le za rumenogrlo miš (le pri tej vrsti malih sesalcev je bil vzorec z referenčne lokacije dovolj velik). Ugotovili smo, da so **povprečne vsebnosti Pb v rumenogrih miših, ulovljenih na območju pehotnih statistično značilno večje kot vsebnosti, izmerjene v isti vrsti na območju referenčne lokacije**.



Slika 3.3-18: Primerjava vsebnosti Pb v travniških voluharicah, ulovljenih na pehotnih streliščih in na njihovem robu ter v rumenogrih miših, ulovljenih na pehotnih streliščih oziroma na referenčni lokaciji.

Za rove imamo le omejeno število podatkov (po dva za poljsko oziroma gozdno rovko). Značilno je, da je povprečna vsebnost za poljski rovki skoraj 2-krat večja kot za gozdni rovki, ki smo ju za razliko od poljskih rovk ujeli na robu strelišča. Ta rezultat dodatno potrjujejo dejstvo, **da so pehotna strelišča lahko vir Pb, ki prehaja iz tal v živalska tkiva**. Poudariti velja tudi izredno variabilnost v izmerjenih vsebnostih Pb, vsebnosti so se spreminjale tudi za dva ranga velikosti. Tako velike razlike so najverjetneje posledica točkovne onesnaženost na pehotnih streliščih.

Tudi za ostale kovine smo ugotavljali razlike med vsebnostmi, izmerjenimi v travniških voluharicah, ulovljenih na pehotnih streliščih in na njihovem robu, oziroma med vsebnostmi kovin v rumenogrih miših s pehotnih strelišč in z referenčne lokacije. **Razlik v vsebnostih Cd, Zn, Cu, Ni, Mo, Co in As nismo dokazali, edina izjema je bila vsebnost Mo v mišicah travniške voluharice** ( $z = 2,08$  in  $p = 0,04$ ). V splošnem so vsebnosti kovin v jetrih rumenogrih miši večje kot v mišicah (Cd:  $z = 2,94$  in  $p = 0,003$ ; Zn:  $z = 3,72$  in  $p = 0,0002$ ; Cu:  $z = 3,73$  in  $p = 0,0002$ ; Mo:  $z = 3,72$  in  $p = 0,0002$ ; Co:  $z = 3,72$  in  $p = 0,0002$ ). Isto velja tudi za vsebnosti kovin v jetrih travniških voluharic (Cd:  $z = 3,15$  in  $p = 0,002$ ; Zn:  $z = 2,79$  in  $p = 0,005$ ; Cu:  $z = 2,84$  in  $p = 0,004$ ; Mo:  $z = 2,84$  in  $p = 0,004$ ; Co:  $z = 2,79$  in  $p = 0,005$ ). Edini izjemi sta Pb, kjer nismo dokazali razlik med obema tkivoma in Ni, kjer so vsebnosti statistično značilno večje v mišicah travniških voluharic ( $z = 2,84$  in  $p = 0,004$ ).

Preglednica 3.3-23: Vsebnosti Cd (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih vrst malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>Cd v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,03 ± 0,06	< 0,01*	< 0,01	0,43
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,01 ± 0,01	0,01	< 0,01	0,03
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,08	0,08	0,03	0,13
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,03	0,03	0,003	0,05
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,01 ± 0,03	< 0,01	< 0,01	0,02
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,004			
<b>Cd v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,07 ± 0,04	0,04	< 0,01	0,21
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,08 ± 0,05	0,04	< 0,01	0,28
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	2,41	2,41	1,76	3,05
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	1,09	1,09	0,64	1,53
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,09 ± 0,06	0,10	0,06	0,11
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	1,47			

Opomba: Stolpci si sledijo po vrsti: število vzorcev, aritmetične sredine z odkloni zaupanja, mediane, minimalne in maksimalne vsebnosti. Z zeleno barvo smo osenčili vsebnosti Pb, ki so bile izmerjene na referenčni lokaciji (Lindek). \* meja določljivosti analitske metode. Opomba velja tudi vse naslednje preglednice 3.3-24 do 3.3-29.

Preglednica 3.3-24: Vsebnosti Zn (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih vrst malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>Zn v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	10,3 ± 1,35	9,68	7,84	15,2
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	14,4 ± 3,11	16,4	11,8	23,1
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	28,1	28,1	22,8	33,5
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	27,0	27,0	24,9	29,3
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	9,42	9,62	9,00	9,65
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	13,1			
<b>Zn v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	23,2 ± 1,91	23,4	18,3	30,1
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	23,7 ± 3,08	23,6	9,78	36,8
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	20,0	20,0	19,8	20,2
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	29,0	29,0	28,8	29,2
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	21,7 ± 5,44	22,6	19,3	23,4
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	25,4			



Slika 3.3-19: Past za lovljenje malih sesalcev (foto: S. Al. Sayegh Petkovšek, 2008).

Preglednica 3.3-25: Vsebnosti Cu (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih vrst malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>Cu v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	1,76 ± 0,33	1,65	1,28	3,83
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	1,49 ± 0,17	1,52	1,42	1,55
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	3,53	3,53	3,22	3,84
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	5,59	5,59	3,74	7,42
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	1,50 ± 0,17	1,52	1,42	1,55
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	2,18			
<b>Cu v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	4,80 ± 0,43	4,81	3,88	6,08
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	5,11 ± 0,66	5,03	1,95	7,36
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	6,60	6,60	6,41	6,79
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	13,3	13,3	10,51	16,0
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	4,62 ± 1,25	4,89	4,05	4,94
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	4,93			

Preglednica 3.3-26: Vsebnosti Ni (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih vrst malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>Ni v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,12 ± 0,19	0,02	< 0,01	1,33
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,24 ± 0,28	0,06	< 0,01	1,92
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,12	0,12	0,08	0,16
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,31	0,31	0,04	0,58
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,03 ± 0,03	0,03	0,02	0,03
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,02	-	-	-
<b>Ni v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,03 ± 0,01	0,03	0,01	0,08
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,03 ± 0,01	0,02	0,01	0,08
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,02	0,02	0,01	0,03
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,02	0,02	0,02	0,02
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,01 ± 0,03	0,009	0,004	0,02
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,01	-	-	-

Preglednica 3.3-27: Vsebnosti Mo (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih vrst malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>Mo v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,05 ± 0,05	0,02	0,01	0,40
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,11 ± 0,17	0,04	0,01	1,21
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,05	0,05	0,04	0,06
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,08	0,08	0,05	0,10
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,02 ± 0,01	0,01	0,01	0,02
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,05	-	-	-
<b>Mo v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	1,00 ± 0,26	1,13	0,11	1,52
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,98 ± 0,24	1,03	0,03	1,78
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,86	0,86	0,81	0,91
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	1,12	1,12	1,02	1,21
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	1,03 ± 0,33	0,98	0,92	1,18
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	1,07	-	-	-



Preglednica 3.3-28: Vsebnosti As (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih vrst malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>As v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,09
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,03 ± 0,05	0,05	< 0,01	0,20
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,14	0,14	0,13	0,15
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,01	0,01	< 0,01	0,01
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	< 0,01	-	-	-
<b>As v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,02 ± 0,02	0,03	< 0,01	0,06
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,03 ± 0,02	0,02	< 0,01	0,12
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,07	0,07	0,04	0,09
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,002	< 0,01	< 0,01	0,03
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	< 0,01	-	-	-

Preglednica 3.3-29: Vsebnosti Co (mg/kg) v mišičnini in jetrih izbranih vrst malih sesalcev.

vrsta	species	n	$\bar{a} \pm t_{0,05} * SE$	Me	Min	Max
<b>Co v mišičnini</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,01 ± 0,01	0,003	< 0,01	0,05
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,02 ± 0,01	0,02	< 0,01	0,05
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,05	0,05	0,04	0,07
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,03	0,03	0,01	0,06
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,01 ± 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,01			
<b>Co v jetrih</b>						
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	15	0,03 ± 0,01	0,03	0,01	0,01
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	15	0,05 ± 0,29	0,04	0,01	0,09
Gozdna rovka	<i>Sorex araneus</i>	2	0,05	0,05	0,04	0,05
Poljska rovka	<i>Crocidura leucodon</i>	2	0,06	0,06	0,06	0,06
Rumenogrla miš	<i>Apodemus flavicollis</i>	3	0,01 ± 0,01	0,01	0,01	0,02
Travniška voluharica	<i>Microtus agrestis</i>	1	0,023	-	-	-

Zaključimo torej lahko, da so vsebnosti **Pb v jetrih travniških voluharic oz. rumenogrlih miši, ulovljenih na pehotnih streliščih, povečane in v enem vzorcu celo prekoračujejo potencialno kritično vrednost za ta element. Za ostale kovine nismo ugotovili razlik v vsebnostih med osebkami, ulovljenimi na pehotnih streliščih in na njihovem robu (travniška voluharica) oz. med pehotnimi strelišči in referenčno lokacijo (rumenogrla miš).** Kljub ugotovljenim povečanim povprečnim vsebnostim Pb v jetrih travniških voluharic in rumenogrlih miši, ulovljenih na območju pehotnih strelišč, je pri obravnavi rezultatov treba upoštevati, da ima vsak osebek svojo zgodovino izpostavljenosti, ki jo določa območje, kjer se prehranjuje, ter njegova prehranska strategija in da ni nujno, da je območje, kjer smo osebek ulovili, tudi območje izpostavljenosti. Da bi lahko zagotovili dovolj veliko reprezentativnost vzorca in posledično dejansko ocenili tveganje, ki so mu na pehotnih streliščih izpostavljeni mali sesalci, bi bilo smiselno **povečati vzorec in tako zmanjšati vpliv, ki ga ima točkovna onesnaženost pehotnih strelišč in mobilnost živali na izmerjene vsebnosti Pb.** Povečan vzorec bi hkrati omogočil tudi obravnavo posameznih pehotnih strelišč z vidika tveganja za okolje, ki ga zdaj zaradi premajhnega vzorca nismo mogli izvesti.

### c) Vsebnost Pb v perju ptic pevk

Preliminarno smo na izbranih pehotnih streliščih (Bač, Mačkovec in Apače) in na referenčni lokaciji izmerili vsebnosti Pb v repnih peresih ptic pevk. V spodnji preglednici podajamo povprečne vsebnosti Pb za posamezne vrste ptic.

Preglednica 3.3-30: Vsebnost Pb (mg/kg) v repnih peresih izbranih ptic pevk.

vrsta	lokacija	Pb (mg/kg)	opomba
Močvirska sinica ( <i>Parus palustris</i> )	Mačkovec	20,5	Stalnica.
		22,5	
	Bač	9,56	
Navadna taščica ( <i>Erithacus rubecula</i> )	Mačkovec	16,7	Delna selivka.
		14,7	
Rumeni strnad ( <i>Emberiza citrinella</i> )	Mačkovec	17,3	Delni selivec.
		9,83	
	Apače	29,8	
Velika sinica ( <i>Parus major</i> )	Bač	10,9	Klatež.
		9,60	
	Lindek	10,2	
Kos ( <i>Turdus merula</i> )	Mačkovec	5,35	Klatež.
Črnoglavka ( <i>Sylvia atricapilla</i> )	Mačkovec	9,81	Selivka.
Rjavi srakoper ( <i>Lanius collurio</i> )	Apače	9,26 ♂	Selivec.
		18,3 ♀	
Ščinkovec ( <i>Fringilla coelebs</i> )	Lindek	9,57	Delni selivec.
		11,3	
Zelenc ( <i>Carduelis chloris</i> )	Lindek	9,30 ♂	Delni selivec.
		26,9 ♀	
Sivi muhar ( <i>Muscicapa striata</i> )	Lindek	16,9	Selivec.

Opombe: Z zeleno smo osenčili vsebnosti Pb v perju ptic, ki smo jih ujeli na referenčni lokaciji.

Izmerjene vsebnosti Pb se nahajajo v intervalu od 5,53 mg/kg do 29,8 mg/kg. Literaturni podatki za referenčne lokacije (s Pb neonesnažene) se nahajajo v intervalu od 0,49 mg/kg do 12,6 (20,1) mg/kg. Večje vsebnosti od 20 mg/kg smo izmerili v močvirskih sinicah z Mačkovca, v rumenem strnadu z Apač in v zelencu z Lindeka (referenčna lokacija). Neposredno smo lahko primerjali le vsebnosti Pb v perju velike sinice in ugotovili, da so vsebnosti Pb v perju velikih sinic z Bača primerljive z referenčno lokacijo ter območji, ki niso onesnažena (glej preglednico 3.3-1). Tudi izmerjene vsebnosti v repnem peresu kosa so manjše od močno onesnaženega območja v Nemčiji (Weyers in Glück, 1988). Na podlagi relativno majhnega vzorca ptic, ki pa je vrstno raznolik (analizirali smo 20 repnih peres 10 vrst ptic pevk), ugotavljamo, da so vsebnosti Pb v posameznih vzorcih nekoliko povečane, vendar bistveno nižje od močno obremenjenih območij (Sawicka-Kapusta in sod., 1986; Weyers in Glück, 1988; Dmovski in sod., 2004).

### e) Izračun ocene tveganja za izbrane receptorske organizme

Ker smo na podlagi že predstavljenih rezultatov ugotovili, da je najbolj problematičen element Pb, smo izračunali tveganje oz. kvocient tveganja zaradi vnosa Pb v telo izbranih receptorskih organizmov. Oceno tveganja za receptorske organizme (mali sesalci in ptice pevke), ki jo podaja kvocient tveganja (HQ) smo podali na podlagi dnevnega sprejema kovin ( $ED_{s,f}$ ), ki je izračunan glede na izmerjene vsebnosti kovin v prehranskih virih (C), količino hrane, ki jo zaužije osebek (IR), biodostopnost elementa (RAF) in povprečno težo organizma (BW) (povzeti po Bennet in sod., 2007).

$$EDI_{s,f} = \sum (C_i \times IR_i \times RAF_i) / BW$$

HQ je kvocient, ki se izračuna kot celoten dnevni sprejem kovin, deljen z 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 izbran organizem) (Sample in sod., 1996).

$$HQ = (EDI_f + EDI_s) / TDI$$

V spodnji preglednici predstavljamo HQ za izbrane receptorske organizme. V izračunu smo predvidevali, da je 100 % zaužitega svinca tudi biodostopnega in da poteka vnos Pb samo s hrano (morebitnega vnosa Pb z vodo in tlemi nismo upoštevali). Za prehranske vire v dieti rumenogrla miši in kosa smo podali samo približno oceno, za dejanski izračun bi morali določiti vsebnosti Pb še v ostalih prehranskih virih (npr. za rumenogrla miš v semenih, gobah, žuželkah itd.); hkrati je pomembno poznati tudi delež v dieti posameznega organizma oziroma vrste.

Preglednica 3.3-31: Kvocienti tveganja (HQ), ki smo jih izračunali za receptorske organizme.

receptor	teža* (kg)	količina hrane** (kg/dan)	LOAL** (mg/kg/dan)	EDI <sub>f</sub> *** (mg/kg/dan)	HQ
<b>Travniška voluharica</b> <sup>1</sup> <i>Microtus agrestis</i>	0,0194	0,005	134,35	8,04	0,006
				0,10	0,001
				128	<b>0,95</b>
<b>Rumenogrla miš</b> <sup>2</sup> <i>Apodemus flavicollis</i>	0,0277	0,0034	159,77	1,91	0,01
				14,5	0,09
<b>Poljska rovka</b> <sup>3</sup> <i>Crocidura leucodon</i>	0,0074	0,009	175,83	55,5	0,31
				4,91	0,03
				121,6	0,69
<b>Gozdna rovka</b> <sup>3</sup> <i>Sorex araneus</i>	0,0081	0,009	175,83	50,7	0,29
				4,49	0,02
				111	0,63
<b>Kos</b> <sup>3</sup> <i>Turdus merula</i>	0,077	0,093	11,3	55,1	<b>4,87</b>
				4,88	0,43
				120	<b>10,7</b>
<b>Kos</b> <sup>4</sup> <i>Turdus merula</i>	0,077	0,093	11,3	27,7	<b>2,45</b>
				60,7	<b>5,37</b>

Opombe: <sup>1</sup>100 % prehrane tvorijo trave, detelje in zelišča; <sup>2</sup>60 % prehrane tvorijo plodovi, 20 % trave in 20 % deževniki; <sup>3</sup>100 % prehrane predstavljajo deževniki; <sup>4</sup>50 % prehrane tvorijo deževniki in 50 % plodovi. \*Povprečna teža, ki smo jo izračunali za analizirane osebe v naši raziskavi. \*\*Količina hrane, ki jo posamezna vrsta zaužije v enem dnevu, in LOAL vrednost, smo povzeli iz literature (Sample in sod., 1996). \*\*\* EDI je podan glede na povprečno, minimalno in maksimalno vsebnost Pb v dieti izbranega organizma.

Za posamezne receptorske organizme smo upoštevali več vhodnih podatkov o obremenjenosti prehranskih virov, in sicer: povprečno, minimalno in maksimalno izmerjeno vsebnost Pb v rastlinskih vzorcih oziroma v deževnikih. V dveh primerih (rumnogrla miš in kos) nismo prikazali izračuna, opravljenega na podlagi izmerjenih minimalnih vsebnosti Pb, saj so bile vsebnosti pod mejo določljivosti analitske metode.

Ko je kvocient tveganja (HQ) > 1, lahko govorimo o potencialnem tveganju receptorskega organizma. Na podlagi izračuna HQ ocenjemo, **da obstaja potencialno tveganje za ptice (izračun smo opravili na primeru kosa), še zlasti pri vrstah, ki se pretežno prehranjujejo z deževniki (le-ti imajo v svojih tkivih razmeroma velike vsebnosti Pb) in so vrste stalnice.** Blizu mejne vrednosti je tudi izračun HQ za travniške voluharice, ki bi se potencialno prehranjevale z rastlinami, ki vsebujejo največjo izmerjeno vsebnost Pb; v enem primeru smo je izmerjena vsebnost dejansko večja od potencialno kritične vsebnosti za Pb v jetrih. **Dnevno sprejmeta največ Pb poljska rovka in kos (EDI je okoli 55 mg/kg telesne teže), če predvidevamo, da se prehranjujeta izključno z deževniki.** Izračun dnevnega vnosa (EDI) je bil opravljen na podlagi povprečne vsebnosti Pb v prehranskih virih. Velja poudariti, da je sprejem Pb zagotovo večji, saj nismo upoštevali vnosa zaradi zaužitja tal. Največje tveganje smo torej ugotovili za ptice, saj je LOAL vrednost (najnižja vsebnost Pb, pri kateri je že opazen negativen učinek na organizem) veliko nižja v primerjavi z LOAL za male sesalce, ki so mnogo bolj toleratni na onesnaževanje.



Slika 3.3-20: Velika sinica (*Parus major*) (foto: D. Tome, 2009).



### 3.3.4 Povzetek

Z namenom oceniti tveganje, ki ga pehotna strelišča predstavljajo za okolje, smo določili vsebnosti kovin v prehranskih virih in tkivih receptorskih organizmov, katerih življenjsko okolje so pehotna strelišča. Analizirali smo združen vzorec trav, detelj in zelišč, užitne plodove drevesnih ter grmovnih vrst in deževnike, ki tvorijo prehrano receptorskim organizmom, ter izračunali kvocient tveganja za izbrane vrste malih sesalcev (travniška voluharica, rumenogrla miš, poljska in gozdna rovka) ter ptic pevk (kos). Vsa pehotna strelišča smo za namene analize združili (izjema so združeni vzorci trav, zelišč in detelj), saj smo le tako lahko zagotovili ustrezno velikost vzorca, kljub razmeroma majhnemu vzorcu plodov, deževnikov in malih sesalcev s posameznih pehotnih strelišč.

Na podlagi predstavljenih rezultatov lahko oblikujemo naslednje zaključke:

- (a) **Pehotna strelišča oziroma onesnažena tla pehotnih strelišč so vir kovin in zlasti Pb, ki prehajajo v rastlinska ter živalska tkiva oziroma v prehranjevalne verige**, kar dokazujejo povečane vsebnosti kovin v obravnavanih rastlinskih in živalskih tkivih. V več kot 40 % analiziranih vzorcev trav, detelj in zelišč so vsebnosti Pb povečane (v primerjavi z referenco kar 68-krat !). Poleg Pb smo v analiziranih rastlinskih vzorcih (travah, deteljah in zeleh) ugotovili **povečane vsebnosti Cu, Co, Mo in Ni**. Za Pb in Co smo določili statistično značilno večje vsebnosti v travi, detelji in zeliščih, rastočih na pehotnih streliščih, v primerjavi z robnim območjem izven pehotnih strelišč, kar neposredno dokazuje, da vojaška dejavnost na pehotnih streliščih povečuje obremenjenost rastlin s Pb in Co. Da je izvor **povečanih vsebnosti kovin v analiziranih rastlinskih vzorcih najverjetneje skupen** in povezan z vojaško dejavnostjo, nakazuje ugotovljena soodvisnost med vsebnostjo Pb in nekaterimi kovinami (**Cd, Cu, As, Co in Ni**). V plodovih užitnih lesnatih vrst so bile vsebnosti pričakovano nižje, saj praviloma plodovi med rastlinskimi organi sprejemajo najmanjše vsebnosti kovin. Na podlagi izmerjenih vsebnosti kovin v užitnih plodovih izbranih lesnatih vrst, rastočih ob robu pehotnih strelišč, in izvedene primerjavi z izbranimi raziskovalnimi območji, zaključujemo, da so vsebnosti **Pb, Cu in Zn v užitnih plodovih lesnatih vrst** v neposredni okolici pehotnih strelišč večje kot v ostalih raziskovalnih območjih. Med živalskimi tkivi smo največje vsebnosti izmerili v tkivih deževnikov, ki **vsebujejo povečane vsebnosti kovin** (zlasti Pb, kjer je povečanje 20-kratno) **v primerjavi z referenčno lokacijo**. V jetrih in mišicah malih sesalcev smo izmerili povečane vsebnosti v primerjavi z referenco oziroma robom pehotnih strelišč, kar dokazuje, da je **vir Pb v njihovih tkivih pehotno strelišče, vnos Pb pa poteka najverjetneje preko prehranskih virov** (povečane vsebnosti v vzorcih trav, detelj in zelišč, plodov ter deževnikov).
- (b) Izmerjene vsebnosti Pb so zelo variabilne, kar nam potrjuje, da se onesnaženost in posledično prenos v prehranjevalno verigo na streliščih pojavlja **točkovno (mikrolokacijsko) oziroma, da obstajajo »vroče točke«**. **Največje vsebnosti Pb so bile praviloma izmerjene v združenem vzorcu trav, detelj in zelišč, ki so preraščali zaščitne nasipe; enako velja tudi za male sesalce, ki smo jih ujeli na teh območjih**. Za vzorce, kjer smo razpolagali s primernimi podatki, smo dokazali, da **se vsebnosti Pb razmeroma hitro zmanjšujejo z oddaljenostjo od vročih točk**, še zlasti to velja za vsebnost Pb v jetrih travniških voluharic. Povprečna vsebnost Pb v jetrih travniških voluharic, ujetih na robu strelišča, je namreč skoraj 50-krat manjša kot v jetrih osebkov s pehotnih strelišč; za rastlinske vzorce je ta razlika nekoliko manjša, izmerjena je bila 15-krat manjša povprečna vsebnost Pb. Hkrati pa velja

poudariti, da so bile vsebnosti Pb, ki smo jih predstavili v poročilu, značilno manjše od vsebnosti, ki so jih izmerili na nekaterih drugih pehotnih streliščih (Kaufman in sod., 2007; Bennet in sod, 2007).

- (c) Iz pregleda vsebnosti Pb v prehranskih virih in tkivih receptorskih organizmov ter primerjave z zakonsko določenimi vsebnostmi (MDK vrednost) je razvidno, da obstaja potencialno tveganje za okolje oziroma receptorske organizme. **17 % vzorcev trav, detelj in zelišč je prekoračevalo dovoljeno vsebnost za uporabo v krmne namene.** Plodovi lesnatih vrst so bistveno manj problematični, saj je le **en vzorec brina prekoračeval dopustno vsebnost za Pb.** Tveganje za receptorske organizme (male sesalce in ptice pevke) smo ugotavljali na podlagi izračuna kvocienta tveganja (HQ), ki upošteva način prehranjevanja receptorskih organizmov. Ugotovili smo, da obstaja **potencialno tveganje za ptice**, ki se prehranjujejo z deževniki in niso selivke. Tveganje obstaja **tudi za travniške voluharice**, ki bi se prehranjevale z zelo onesnaženimi travami ( $Pb > 500 \text{ mg/kg}$ ). Na podlagi predstavljenih rezultatov ugotavljamo, **da pehotna strelišča lahko predstavljajo ekološko tveganje za organizme, kljub temu, da se potencialni vpliv, ki ga poenostavljeno enačimo z izmerjenimi vsebnostmi kovin v rastlinskih in živalskih tkivih, razmeroma hitro zmanjšuje v oddaljenosti od zaščitnih nasipov.**
- (d) Predlagamo natančnejšo **določitev vplivnega območja pehotnih strelišč** z vidika prenosa kovin v prehranjevalne verige. Da bi lahko zagotovili dovolj veliko reprezentativnost vzorca in posledično dejansko ocenili tveganje, ki so mu na pehotnih streliščih izpostavljeni mali sesalci, je priporočljivo **povečati vzorec in tako zmanjšati vpliv, ki ga ima točkovna onesnaženost pehotnih strelišč in mobilnost živali.** Povečan vzorec bi hkrati omogočil tudi **obravnavo posameznih pehotnih strelišč** z vidika tveganja za okolje, ki ga zaradi premajhnega vzorca v tem poglavju pričujočega projekta nismo mogli izvesti. Hkrati priporočamo, da se na nekaterih območjih pehotnih strelišč izvedejo sanacijski ukrepi za zmanjšanje tveganja, ki ga za okolje predstavljajo pehotna strelišča. **Še zlasti pomembno je sanacijske ukrepe izvesti po zaključku izvajanja vojaške dejavnosti na posameznih pehotnih streliščih, kjer se bo posledično spremenila raba tal.** Predstavljeni rezultati **tudi opozarjajo, da je nujno evidentirati in raziskati že opuščena vojaška območja, ki jih v tokratno raziskavo nismo zajeli, in zelo verjetno predstavljajo okoljsko tveganje.**

## Viri

- Adriano, D. C., 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments – Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd Edition, Springer-Verlag New York, Berlin, Heidelberg, 866 str.
- Al Sayegh Petkovšek, S., 2008. Glive kot odzivni in akumulacijski bioindikatorji onesnaženosti gozdnih rastišč. Doktorska disertacija. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire. Ljubljana, 260 str.
- Al Sayegh Petkovšek, S., Kotnik K., Vrbič Kugonič, N., Šajn, R., Janža, M., Kumelj, Š., Šešerko, M., Zaluberšek, M., Bole, M., Druks Gajšek, P., Petrič, M., Košir, A., Kogovšek, J., Poličnik, H., Čater, M., Levanič, T., Bienelli Kalpič, A., Čarni, A., Kostadinovski, M., Košir, P., Matevski, V., Šilc, U., Zelnik, I., Jelenko, I., Brancelj, A., Tome, D., Savinek, K., Mikuž, B., Miklavžina, I., Končnik, D., Flis, J., Repinc, U., Štok, M., Benedik, L., Lojen, S., Črnič, B., Gobec, S., Ivanovski, L., Blazevski, B., Veljanovska, A., Pavšek, Z., Pokorny, B. 2007. Določitev vpliva vojaškega poligona Krivolak na okolje z namenom njegove ekološke sanacije, končno poročilo, DP 15/02/07. Velenje, ERICo, 590 str.
- Al Sayegh Petkovšek, S., Pokorny, B., Bole, M., Vrbič, Kugonič N., Končnik, D., Špeh, N., Flis, J., Pavšek, Z., Šešerko, M., Druks Gajšek, P., Zaluberšek, M., Petrič, M., Kogovšek, J., Grebenc, T., Kraigher, H. 2006. Določitev vpliva vojaškega poligona na okolje kot modelna študija za varovanje in sanacijo okolja na območju delovanja Slovenske vojske, poročilo DP 16/02/06. Velenje, ERICo, 286 str.
- Andrews, S. M., Johnson, M. S., Cooke, J. A., 1989. Distribution of trace elements pollutants in a contaminated grassland ecosystems established on metalliferous fluorspar tailings. 1: lead. Environmental Pollution, 58: 73-85.
- ATSDR, 2005. CERCLA list of priority hazardous substances. Agency for toxic substances and disease registry, [www.atsdr.cdc.gov/05list](http://www.atsdr.cdc.gov/05list).
- 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.
- 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.
- Beyer, W. N., Pattee, O. H., Sileo, L., Hoffman D. J., Mulhern, B. M., 1985. Metal contamination in wildlife living near two zinc smelters. Environmental Pollution Series A, 38: 63-86.
- Beyer, W. N., Storm, G., 1995. Ecotoxicological damage from zinc smelting at Palmerton, Pennsylvania. In: D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton, J. C. Cairns, Handbook of toxicology. Boca raton: CRC press, Inc, pp. 569-608.
- Cao, X., Ma, L. Q., Chen, M., Hardison, D. W., Harris, W. G., 2003. Weathering of Lead Bullets and Their Environmental Effects at Outdoor Shooting Ranges. J. Environ. Qual., 32: 526-534.
- Cao, X., Ma, L.Q., Chen, M., Hardison, D.W., Harris, W.G., 2003a. Lead transformation and distribution in the soils of shooting ranges in Florida, USA. The Science of the Total Environment, 307: 179-189.
- Carpene, E., Andreani, G., Monari, M., Castellani, G., Isani, G., 2006. Distribution of Cd, Zn, Cu and Fe among selected tissue of the earthworm (*Allolobophora caliginosa*) and Eurasian woodcock (*Scolopax rusticola*). Science of the Total Environment, 363: 126-135.
- Chen, M., Daroub, S.H., 2002. Characterization of Lead in Soils of a Rifle/Pistol Shooting Range in central Florida, USA. Soil and Sediment Contamination, 11: 1-17.
- Chmiel, K. M., Harisson, R. M., 1981. Lead content of small mammals at a roadside site in relation to the pathways of exposure. The Science of the Total Environment, 17: 145-154.
- Cooke, J. A., Andrews, S. M., Johnson, M. S., 1990. Lead, zinc, cadmium, and fluoride in small mammals from contaminated grassland established on fluorspar tailings. Water Air Soil Pollution, 51: 43-54.
- Cooke, J. A., Johanson, M. S., 1996. Cadmium in small mammals. In: W. N. Beyer, G. H. Heinz, A. W. Redmon-Norwood, Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentration. Boca Raton: CRC Press, Inc., pp. 377-399.
- Craig, J. R., Rimstidt, J. D., Bonnaffon, C. A., Collins, T. K., Scanlon, P. F., 1999. Surface water transport of lead in soils of a rifle/pistol shooting range in central Florida, USA. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 63: 312-319.
- Dauwe, T., Bervoets, L., Pinxten, R., Blust R., Eens, M., 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: effects of molt and external contamination. Environmental Pollution, 124: 429-436.
- 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.

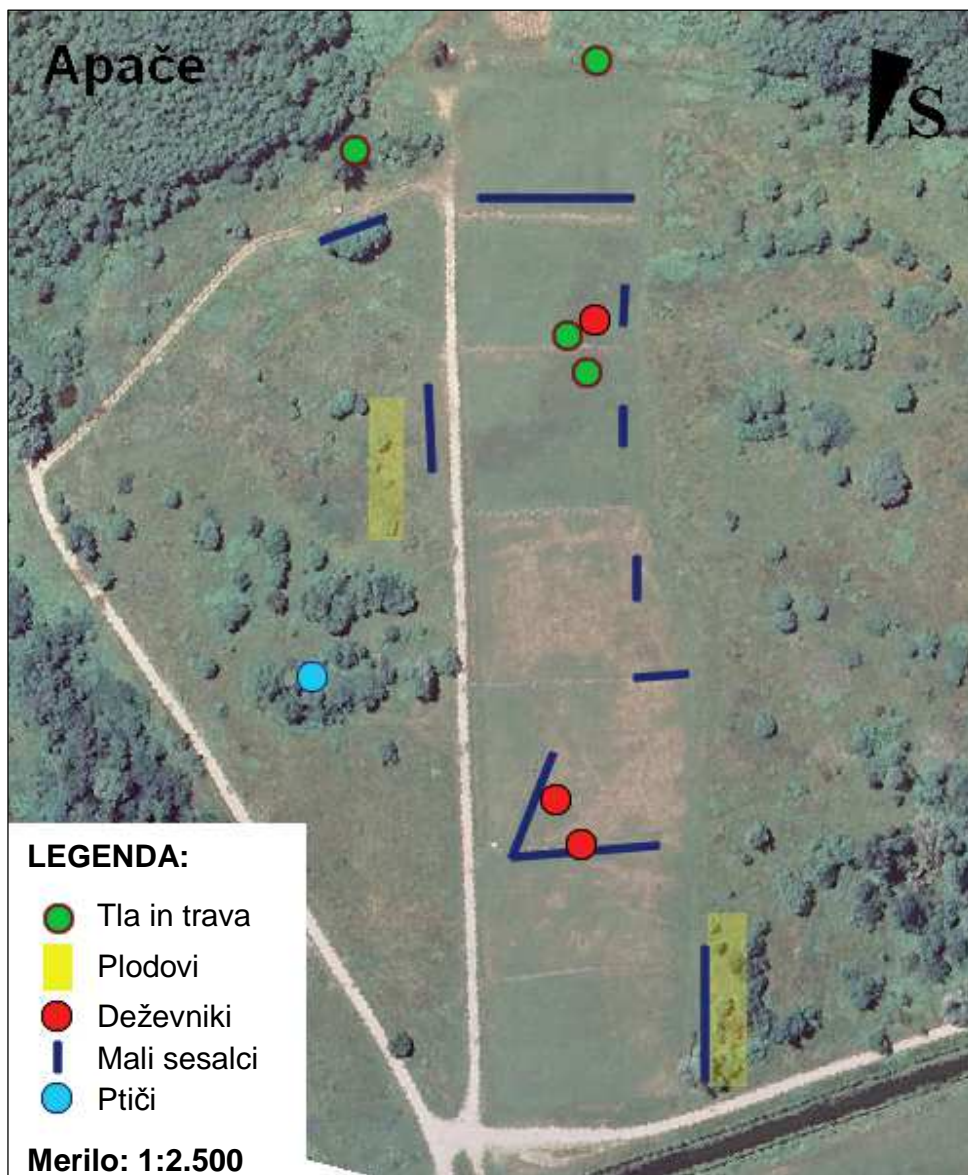
- Dmowski, K., 2000. Environmental monitoring of heavy metals with magpie (*Pica pica*) feathers – an example of Polish polluted and control areas. In: B. Market, K. Friese, Trace elements – Their distribution and effects in the environment. Elsevier Science B. V, pp. 455-477.
- Eans, M., Pinxten, R., Verheyen, R. F., Blust R., Borvoets, L., 1999. Great and blue tits as indicator of heavy metal contamination in terrestrial ecosystems. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 444: 81-85.
- Getz, L. L., Verner, L., Prather M., 1977. Lead concentrations in small mammals living near highways. *Environmental pollution*, 13: 151-157.
- Grue, C. E., O'Shea T. J., Hoffman D. J., 1984. Lead concentrations and reproduction in highway-nesting barn swallows. *Condor*, 86: 383-389.
- Hardison, D. W., Ma, L. Q., Luongo, T., Harris, W. G., 2004. Lead contamination in shooting range soils from abrasion of lead bullets and subsequent weathering. *The Science of the Total Environment*, 328: 175-183.
- Ieradi, L. A., Cristaldi, M., Mascanzoni, D., Cardarelli, E., Gross, R., Campanella, L., 1996. Genetic damage in urban mice exposed to traffic pollution. *Environmental Pollution*, 92: 601-614.
- ITRC, 2003. Characterization and remediation of soils at closed small arm firing ranges. Washington: Interstate Technology and Regulatory Council Small Arms Firing Range Team, 67 pp.
- Janssens, E., Dauwe, T., Bervoets, L., Eerns, M., 2001. Heavy metals and selenium in feathers of great tits (*Parus major*) along a pollution gradient. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 43: 323-329.
- Kabata-Pendias, A., 2001. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd edition. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, 413 str.
- 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. *Environ. Sci. Technol.*, 41: 5902-5907.
- Kisseberth, W. C., Sundberg, J. P., Nyboer, R. W., Reynolds, J. D., Kasten, S. C., Beasley, V. R., 1984. Industrial lead of an Illinois wildlife refuge and indigenous small mammals. *J Am Vet Med Assoc*, 185: 1309-1313.
- Kryniski A., Kaluzinski J., Wlazelko M., Adamowski A., 1982. Contamination of roe deer by mercury compounds. *Acta Theriol.*, 35: 499-507.
- Kryštufek, B., 1991. Sesalci Slovenije. Prirodoslovni muzej Slovenije, 294 str.
- Kugonič, N., Stropnik, M. 2001. Vsebnost težkih kovin v tleh in rastlinah na kmetijskih površinah v Šaleški dolini. Letno poročilo, ERICo Velenje DP 24/02/01, 183 str.
- 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.
- Lewis, L. A., Poppenga, R. J., Davidson, W. R., Fisher, J. R., Morgan, K. A., 2001. Lead toxicosis and trace element levels in wild birds and mammals at a firearms training facility. *Arch. Environ. Contam., Toxicol.*, 41: 208-214.
- Lin, Z., Comet, B., Qvarfort, U., Herbert, R., 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from Central Sweden. *Environmental Pollution*, 89: 303-309.
- Ma, W. C., 1989. Effect of soil pollution with metallic lead pellets on lead bioaccumulation and organ/body weight alternations in small mammals. *Arch Environ Contam*, 18: 617-622.
- Ma, W. C., 1996. Lead in mammals. In Beyer, W. N., Heinz, G. H., Redmon-Norwood, A. W. (eds.): *Environmental contaminants in wildlife*. New York, Lewis publishers: 281-296.
- Ma, W. C., Denneman, W., Faber, J., 1991. Hazardous exposure of ground-living small mammals to cadmium and lead in contaminated terrestrial ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18: 266-270.
- 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, *Crocodyra russula*, responds to long-term heavy metal contamination? – A case study. *Science of the Total Environment*, 376: 128-133.
- Mautino, M., 1997. Lead and zinc in metalliferous soils. *Environmental Pollution*, 54: 123-138.
- Mertens, J., Luysaert, S., Verbeeren, S., Vervaeke, P., Lust, N., 2001. Cd and Zn concentration in small mammals and willow leaves on disposal facilities for dredged material. *Environmental Pollution*, 115: 17-22.
- Metcheva, R., Teodorova, S., Topashka-Ancheva, M., 2003. A comparative analyses of the heavy metal loading of small mammals in different region of Bulgaria I: monitoring points and bioaccumulation features. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54: 176-187.
- Pain, D. J., 1995. Lead in the environment. In: D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton, J. C. Cairns, *Handbook of toxicology*. Boca raton: CRC press, Ins, pp. 356-391.
- Pankakoski, E., Koivisto, I., Hyvarinen, H., Terhivuo, J., 1994. Shrews and indicators of heavy metal pollution. In: Merit, J. F., Kirkland G. L., Rose, R. K., editors. *Advance in the biology of shrews*. Carnegie Mus. Nat. Hist. Spec. Publ., vol. 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, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire, Ljubljana, 193 str.
- 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, 103 str.
- Pokorny, B., Zaluberšek, M., Kugonič, N., Mavsar, R., Šešerko, M., Al Sayegh Petkovšek, S., 2002. Živali, tla in rastline (4. zvezek). V: Primerjalna študija onesnaženosti okolja v Zgornji Mežiški dolini med stanji v letih 1989 in 2001. ERICo Velenje, Velenje, 139 str.
- Poličnik, H., 2008. Ugotavljanje onesnaženosti zraka s kartiranjem epifitskih lišajevin z analizo akumulacije težkih kovin. Doktorska disertacija. Biotehniška fakulteta: 135 str.
- Pravilnik o količinah pesticidov in drugih strupenih snovi, hormonov in antibiotikov in mitotoksinov, ki smejo biti v živilih. Ur. l. SFRJ, št. 59/1983.
- Pravilnik o onesnaževalcih v živilih. Ur. l. RS, št. 69/2003.
- Pravilnik o pogojih za zagotavljanje varnosti krme. Uradni list RS, št. 101/06.
- Rantalainen, M., Torkkeli, M., Strömmer, R., Setälä, H., 2006. Lead contamination of an old shooting range affecting the local ecosystem – A case study with holistic approach. *Science of the Total Environment*, 369: 99-108.
- Read, H. J., Martin, M. H., 1993. The effects of heavy metals on populations of small mammals from woodlands in Avon (England); with particular emphasis on metal concentrations in *Sorex araneus* L. and *Sorex minutus* L. *Chemosphere*, Vol. 27, No. 11: 2197-2211.
- Reinecke, A. J., Reinecke, S. A., Musilbono, D. H., Champan, A., 2000. The transfer of lead (Pb) from earthworms to shrews (*Mysorex varius*). *Arch. Environ. Contam., Toxicol.*, 39: 392-397.
- Ribarič Lasnik, C., Eržen, I., Kugonič, N., Pokorny, B., Končnik, D., Svetina, M., Justin, B., Druk, P., Bole, M., Rošar, Drev A., Vetrih, M., Flis, J., Kotnik, K., Mavsar, R., Pačnik, L., Savinek, K., 2002. Primerjalna študija onesnaženosti okolja v Zgornji Mežiški dolini med stanjih v letih 1989 in 2001. ERICo Velenje DP 24/02/02: 720 str.
- Robinson, B. H., Bischofberger, S., Stroll, A., Schroer, D., Schroer, D., Furrer, G., Roulier, S., Gruenwald, A., Attinger, W., Schulin, R., 2008. Plant uptake of trace elements on a Swiss military shooting range: Uptake pathways and land management implications. *Environmental Pollution*, 153: 668-676.
- 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.
- Sample, B. E., Opresko, D. M., Suter II, G. W., 1996. Toxicological Benchmarks for Wildlife: 1996 Revision, ES/ER/TM-86/R3. Risk Assessment Programme Health Science Research Division, Oak Ridge, Tennessee 37831.
- Sanche-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.
- Sanche-Chardi, A., Lopez-Fuster, M., Nadal, J., 2007a. 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.
- Sanche-Chardi, A., Marques, C. C., Nadal, J., da Luz Mathias, M., 2007. Metal bioaccumulation in the greater white-toothed shrew, *Crocidura russula*, inhabiting an abandoned pyrite mine site. *Chemosphere*, 67: 121-130.
- Sanche-Chardi, A., Nadal, J., 2007. Bioaccumulation of metals and effects of landfill pollution in small mammals. Part II. The great white-toothed shrew, *Crocidura russula*. *Chemosphere*, 68: 703-711.
- Sanche-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.
- Sanche-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.
- Sawicka-Kapusta, J., Kozłowski J., Sokolowska, T., 1986. Heavy metals in Tits from Polluted Forests in Southern Poland. *Environmental Pollution*, 42: 297-310.
- Scheifler, R., Coeurdassier, M., Morilhat, C., Bernard N., Faivre, B., Flicoteaux, P., Giraudoux, P., Noel, M., Piotte, P., Rieffel, D., de Vaufléury, A., 2006. Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Science of the Total Environment*, 371: 197-205.

- Scheuhammer, A. M., Norris, S. L., 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing wights in Canada. Rep. No. 88, Minister of Environment Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario: 3-23.
- 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*, in press.
- Stansley, W., Rosce, D. E., 1996. The uptake and effects of lead in small mammals and frogs at a trap and skeet range. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 30: 220-226.
- StatSoft, 2006. Statistica for Windows 7.1. Tulsa, StatSoft: CD.
- Talmage, S. S., Walton, B. T., 1993. Food chain transfer and potential renal toxicity to small mammals at contaminated terrestrial field site. *Ecotoxicol*, 2: 243-256.
- Topashka-Ancheva M., Metcheva, R., Teodorova, S., 2003. A comparative analyses of the heavy metal loading of small mammals in different regions of Bulgaria II: chromosomal aberrations and blood pathology. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54: 188-193.
- Trilar, T., Vrezec, A., 2004. *Gozdne ptice Slovenije*. Mladinska knjiga Založba, d.d., Ljubljana, 143 str.
- Tripathi, R. K., Sherertz P. C., Lewellyn G. C., Armstrong, C. W., 1991. Lead exposure in outdoor firearms instructors. *Am J Publ Health*, 81: 153-755.
- Uredba o mejnih, opozorilnih in kritičnih koncentracijah imisijskih vrednosti nevarnih snovi v tleh. Ur. l. RS, št. 68/1996.
- Vyas, N. B., Spann, J. W., Heinz, G. H., Beyer, W. N., Jaquette, Mengelkoch, J. M., 2000. Lead poisoning of passerines at a trap and skeet range. *Environmental Pollution*, 107: 159-166.
- Weyers, B., Glück E., 1988. Investigation of the significance of heavy metal contents of blackbird feathers. *The Science of the Total Environment*, 77, 61-67.
- Weyers, B., Glück E., Mohl, C., Stoepler, M., 1985. Environmental monitoring of heavy metals with birds as pollution integrating biomonitors III, fate and content of trace in blackbirds food, organs and feathers for highly polluted and a control area. In: T. D. Lekkas (ed.): *International Conference of heavy metals in the Environment*. Edinburgh, Germany: CEP Consultants, pp: 718-720.
- 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.

Priloga 1: Skice vzorčevalnih mest na pehotnem strelišču Apače.

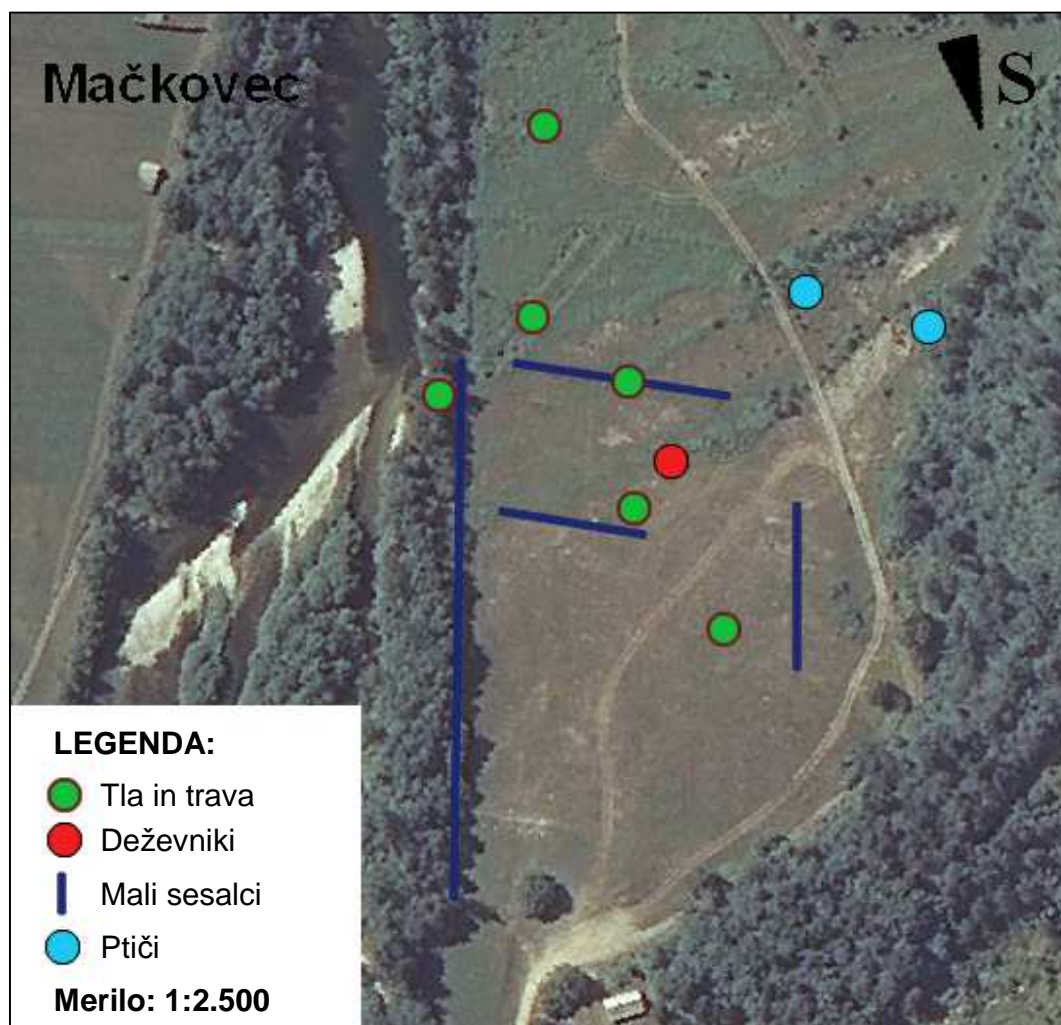


Priloga 2: Skice vzorčevalnih mest na pehotnem strelišču Pečovnik.

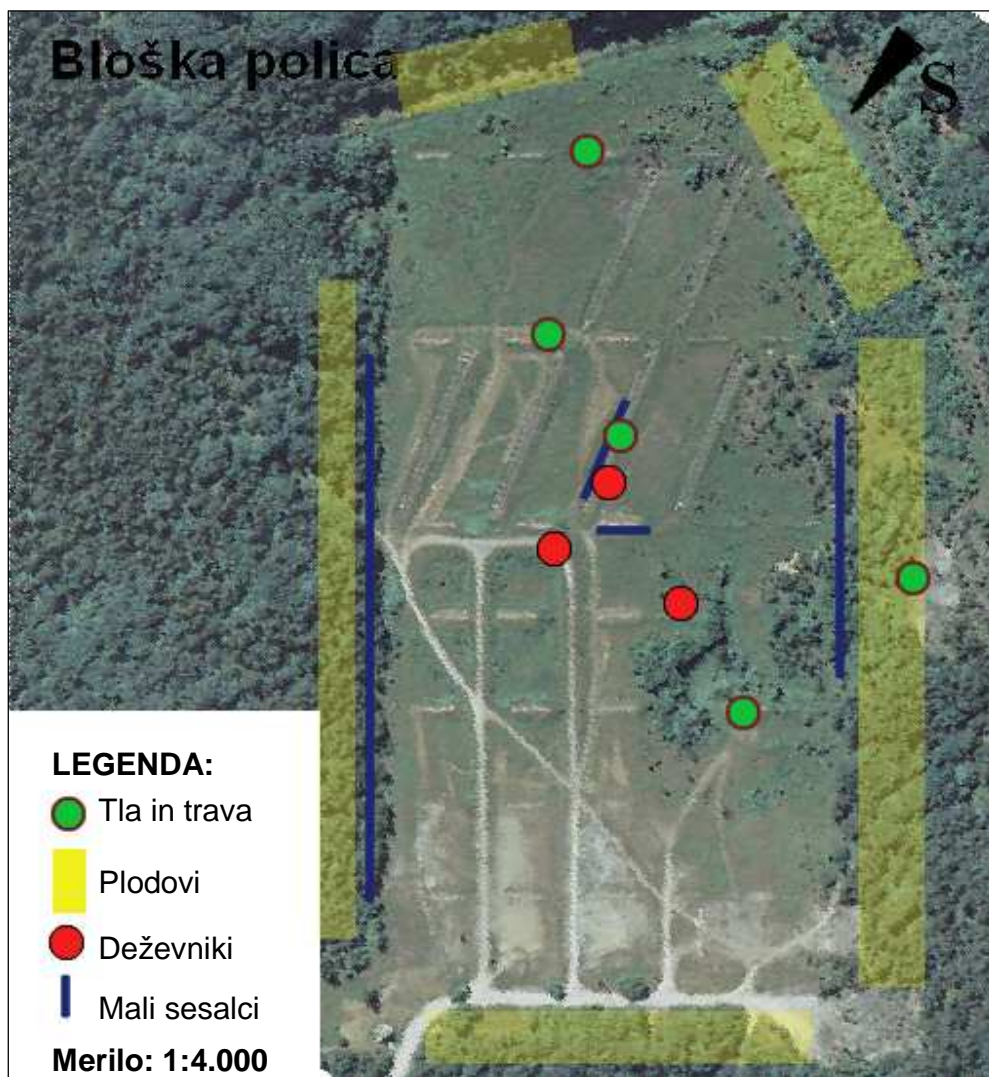




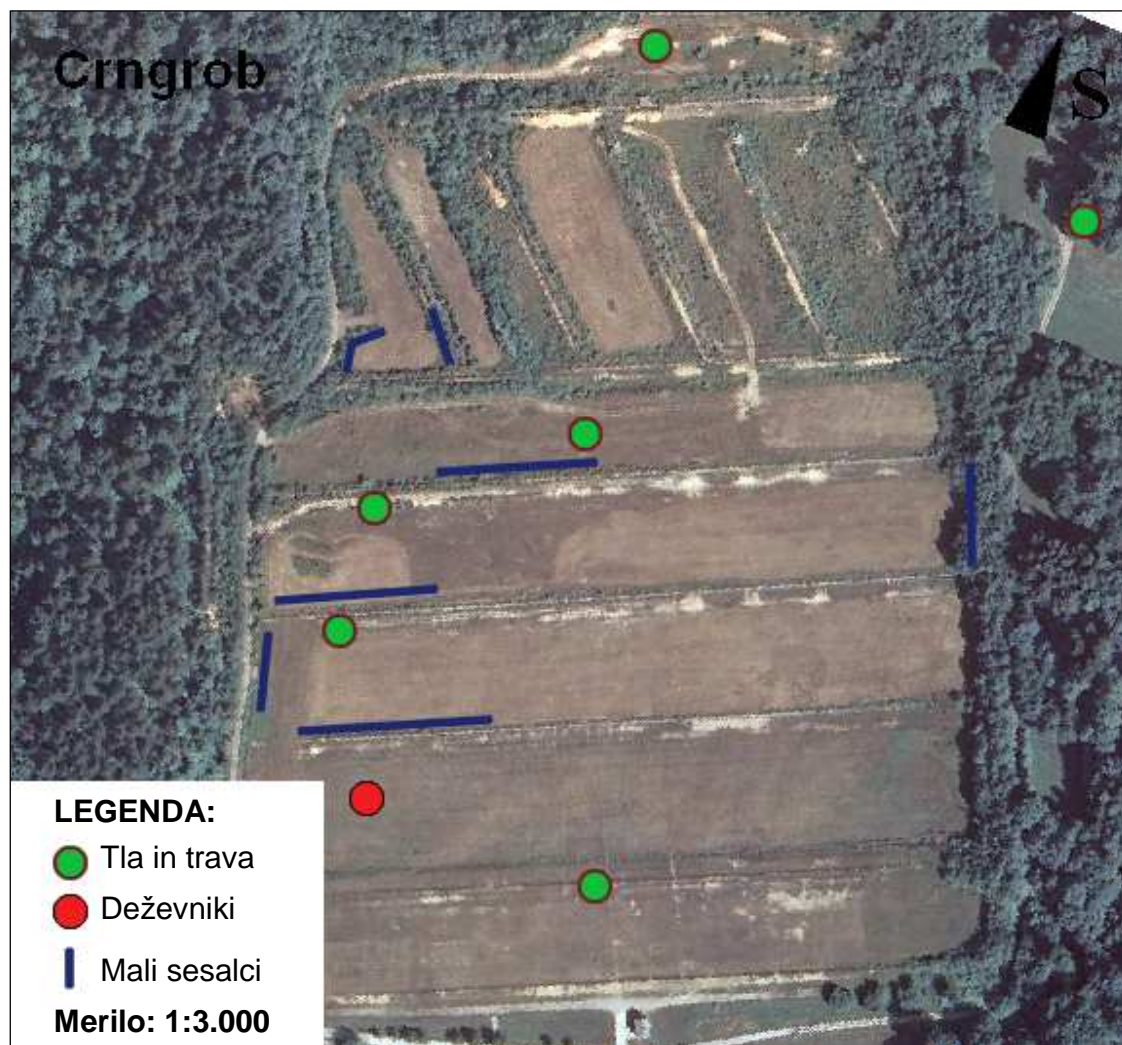
Priloga 3: Skice vzorčevalnih mest na pehotnem strelišču Mačkovec.



Priloga 4: Skice vzorčevalnih mest na pehotnem strelišču Bloška polica.



Priloga 5: Skice vzorčevalnih mest na pehotnem strelišču Crngrob.



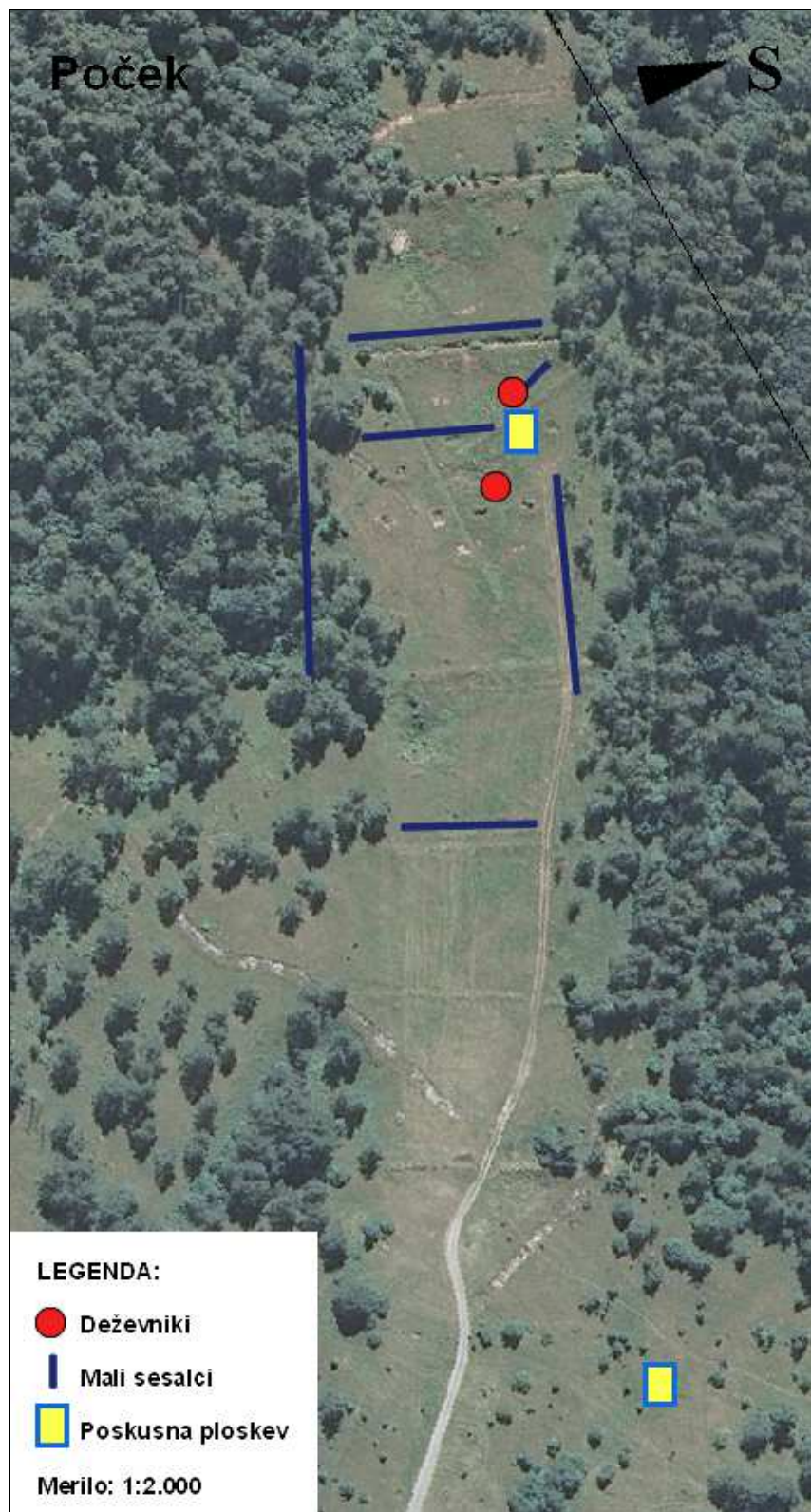


Priloga 6: Skice vzorčevalnih mest na pehotnem strelišču Bač.





Priloga 7: Skice vzorčevalnih mest na pehotnem strelišču Poček.



Priloga 8: Skice vzorčevalnih mest na referenčni lokaciji (Lindek).

