

# Vplyv dlhodobej kontaminácie na odlišné rastlinné spoločenstvá

Šalamún, P., Hanzelová, V., Miklisová, D., Kováčik, P.: Longterm Impact of Contamination on Different Plant Communities. *Životné prostredie*, 2017, 51, 3, p. 157 – 161.

*Vegetation is an irreplaceable part of the ecosystem because it provides important services and functions. These services and functions, however, can be significantly reduced by soil acidification and contamination by various heavy metals. This study compares vegetation cover in the following different biotopes in the surrounds of the Slovak Krompachy township; meadows, agricultural fields and clearings. These biotopes have relatively high soil contamination; with soil samples containing significantly higher levels of As, Cd, Cu and Pb heavy metals compared to similar control biotopes. We found that the soil horizon in clearings had significantly lower pH; most likely due to long-term SO<sub>2</sub> deposition and that concentrations of studied metals in contaminated biotopes were also significantly higher than accepted threshold limits for uncontaminated soils. Assessment of vegetation highlighted that metal accumulation in both leaves and roots was higher in contaminated biotopes than in controls. Our findings are especially important for human health because the high toxic metal levels in crops in the agricultural field biotopes pose health risks for the local population.*

**Keywords:** *vegetation cover, heavy metals, soil, contamination*

I napriek prirodzenému prenikaniu ťažkých kovov do životného prostredia sú v súčasnosti najväčším zdrojom znečistenia jednotlivých zložiek prostredia antropogénne aktivity (doprava, nakladanie s odpadmi, priemysel, ťažba a pod.). V porovnaní s inými polutantmi sa ťažké kovy v prírode prirodzene nerozkladajú a existuje len obmedzené množstvo spôsobov, ako zamedziť ich kumulácií v životnom prostredí. S ich zvyšujúcim sa obsahom v pôde a v spolupôsobení s inými faktormi, ako je napr. acidifikácia pôdy (Kabata-Pendias, 2011), môžu predstavovať značné riziko pre celý biotop. V silno znečistených biotopoch následne dochádza k regresii do nižších sukcesných štádií a k degradácii pôvodných rastlinných spoločenstiev napr. v dôsledku zvýšeného príjmu kovov rastlinou (Banášová, Lackovičová, 2004).

Rýchlosť akumulácie a miesta ukladania kovov v rastlinách závisí hlavne od fyziologických procesov a citlivosti rastlín pri selekcii živín pri príjme z okolia (Kashin, Ubugunov, 2012). Kontaminácia preto môže výrazne ovplyvniť sukcesiu biotopu selekčným tlakom na citlivejšie druhy a tým zmeniť jeho prirodzený vývoj (Redman, Kinzig, 2003). Tento negatívny vplyv môže byť nežiaduci predovšetkým v biotopoch s významnou ekonomickou, kultúrnou alebo ekologickou funkciou. Navyše akumulácia ťažkých kovov v rastlinách môže v budúcnosti ohroziť lokálne potravné reťazce a fungovanie a stav celého ekosystému (Peralta-Videa et al., 2009).

Na základe teórie stresu a ekologickej stability sa dá predpokladať, že stabilnejšie biotopy na vyššom sukcesnom stupni, ktoré majú viac rozvinuté a komplexnejšie interakcie medzi jednotlivými zložkami, budú lepšie

odolávať negatívnym vplyvom v porovnaní s menej rozvinutými biotopmi (Redman, Kinzig, 2003). Vplyvom nižšej schopnosti vyrovnávať sa so stresovými faktormi v týchto biotopoch dochádza k poklesu diverzity vegetácie a dominancii odolných druhov, ktoré dokážu prosperovať aj za nepriaznivých podmienok (Lowett et al., 2009), a k vzniku degradačných štádií.

Cieľom tejto práce bolo štúdium akumulácie ťažkých kovov v koreňoch a listoch rastlinných spoločenstiev v biotopoch dlhodobo vystavených priemyselným emisiami s vysokým obsahom ťažkých kovov a oxidu siričitého. Základnou hypotézou bolo, že biotopy v odlišných vývojových štádiách, vystavené približne rovnakým negatívnym vplyvom, budú mať odlišnú toleranciu na stres a rastliny budú v odlišných biotopoch odlišne akumulovať ťažké kovy.

## Výber modelovej lokality a metódy spracovania

Ako modelová lokalita bola vybraná oblasť v okolí mesta Krompachy, kde dochádzalo k dlhodobej (viac ako 50-ročnej) kontaminácií prostredia priemyselnými emisiami s obsahom SO<sub>2</sub> a viacerých ťažkých kovov (Hancuľák et al., 2014). Na tejto lokalite boli vytipované tri odlišné biotopy: i) lúčny, ii) poľný a iii) špecifický biotop holín (ako degradačné štádium pôvodného biotopu), kde sa sledovala akumulácia ťažkých kovov (arzénu, kadmia, medi, olova) na jednotlivé rastlinné spoločenstvá.

V spoločenstvách lúčneho biotopu dominovali predovšetkým trávy (čelad *Poaceae*), v poľnom biotope pestované rastliny (obilie) a na biotope holín s výraznou de-

Tab. 1. Základné charakteristiky sledovaných biotopov

| Charakteristika                                     | Kontrolný ekosystém – obec Dedinky v oblasti Národného parku Slovenský raj |                            | Kontaminovaný ekosystém – okolie priemyselného areálu mesta Krompachy |                            |                           |
|---|--|----------------------------|---|----------------------------|---------------------------|
|   | lúka   | pole                       | lúka  | pole                       | holina                    |
| Nadmorská výška (m)                                 | 550  | 545                        | 367   | 355                        | 431                       |
| pH (KCl)  | 5,32 ± 0,62 <sup>c</sup>   | 4,61 ± 0,09 <sup>b</sup>   | 6,1 ± 0,1 <sup>c</sup>  | 5,63 ± 0,41 <sup>d</sup>   | 3,68 ± 0,08 <sup>a</sup>  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.kg <sup>-1</sup> ) | 3,76 ± 1,37 <sup>ab</sup>  | 2,46 ± 0,51 <sup>a</sup>   | 4,68 ± 2,14 <sup>b</sup>  | 4,48 ± 2,59 <sup>b</sup>   | 3,4 ± 0,67 <sup>ab</sup>  |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.kg <sup>-1</sup> ) | 8,34 ± 3,09 <sup>bc</sup>  | 7,26 ± 1,19 <sup>b</sup>   | 10,07 ± 1,78 <sup>bc</sup>  | 11,18 ± 5,55 <sup>c</sup>  | 3,86 ± 0,61 <sup>a</sup>  |
| N <sub>an</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )              | 12,1 ± 3,54 <sup>bc</sup>  | 9,72 ± 1,48 <sup>ab</sup>  | 14,72 ± 2,28 <sup>cd</sup>  | 15,66 ± 6,42 <sup>d</sup>  | 7,28 ± 0,92 <sup>a</sup>  |
| C <sub>ox</sub> (%)                                 | 2,68 ± 1,77 <sup>ab</sup>  | 1,74 ± 0,23 <sup>a</sup>   | 2,52 ± 0,63 <sup>a</sup>  | 1,99 ± 0,37 <sup>a</sup>   | 4,29 ± 1,62 <sup>c</sup>  |
| C/N   | 12,11 ± 6,46 <sup>a</sup>  | 10,26 ± 1,21 <sup>a</sup>  | 13,38 ± 3,27 <sup>a</sup>   | 13,39 ± 1,58 <sup>ab</sup> | 26,17 ± 4,54 <sup>c</sup> |
| Pôdna vlhkosť (%)                                   | 19,73 ± 4,54 <sup>bc</sup>   | 19,68 ± 1,09 <sup>bc</sup> | 17,42 ± 1,16 <sup>b</sup>   | 14,07 ± 1,66 <sup>a</sup>  | 20,85 ± 2,68 <sup>c</sup> |

Vysvetlivky: <sup>abc</sup> – odlišné písmená v riadku predstavujú p < 0,05 podľa *Duncan's New Multiple Range* testu

gradáciou rastlinných spoločenstiev dominovali taxóny čeľade *Juncaceae*. Ako kontrolné biotopy s podobným zložením boli vybrané biotopy v okolí obce Dedinky blízko Národného parku Slovenský raj.

Vzorky rastlín a pôdy boli odobrané v apríli a máji 2014. Z každého biotopu sa odobralo 10 kompozitných vzoriek, pričom každá vzorka (cca 3 kg) sa skladala zo štyroch odberov (cca 750 g) z plochy 1 m<sup>2</sup>. Vzorky rastlinného materiálu sa odoberali v blízkosti odberu pôdnej vzorky. Každá vzorka bola osobitne uložená do plastového vrečka, pôda v ňom sa homogenizovala rukou a uložila pri 4 °C na ďalšie spracovanie.

Na fyzikálno-chemické analýzy sa použilo 300 g pôdy, pričom sa vyšetroval organický uhlík (C<sub>ox</sub>) podľa Dziadowieca, Goneta (1999), pH (KCl) podľa Fialu et al. (1999), anorganický dusík (N<sub>in</sub>) ako súčet NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> boli stanovené kolorimetricky pomocou Nesslerovho činidla, respektíve kyseliny fenol-2,4-disulfónovej. Obsah pôdnej sušiny bol vypočítaný ako rozdiel medzi čerstvou vzorkou a sušinou (24 hod, 105 °C).

Obsahy ťažkých kovov v pôdnych vzorkách boli analyzované po extrakcii pomocou sodnej soli etyléndiamíntetraoctovej kyseliny (0,05 mol/L) a stanovené pomocou plameňovej atomovej absorpčnej spektroskopie (Zeenit 700P, Analytik Jena). Akumulácia kovov v jednotlivých orgánoch rastlín bola stanovená pomocou metódy ETA AAS (Zeenit 700P, Analytik Jena) po mikrovlnnom rozklade v zmesi HNO<sub>3</sub>: H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (EthosOne, Milestone). Na kontrolu správnosti merania boli použité štandardné referenčné materiály NCS ZC 73032 na rastliny a NCS ZC 73003 na pôdu.

Hodnotenie systému pôda – rastlina a príjem ťažkých kovov koreňmi sa vykonalo pomocou koeficientu akumulácie podľa americkej Agentúry na ochranu životného prostredia (*Environmental Protection Agency*, 2000) a na distribúciu ťažkých kovov v rastline bol použitý faktor translokácie podľa Marchiol et al. (2004).

Na štatistické vyhodnotenie výsledkov sme použili neparametrický Kruskalov-Wallisov test a *Duncan's New Multiple Range* test. Ako štatisticky významný vý-

sledok testu boli považované hodnoty p menšie ako 0,05 (p < 0,05). Na štatistické analýzy bol použitý software Statistica (StatSoft&Inc., 2013) a PlotIT 3.2 ([www.plotit.com](http://www.plotit.com)).

#### Dopad znečistenia na vybrané rastlinné spoločenstvá

Dopad antropogénnych aktivít vrátane priemyslu je výrazný predovšetkým v blízkom okolí prevádzok, kde dochádza k zvýšenej záťaži prostredia a jeho kontaminácií znečisťujúcimi látkami, ako sú napríklad ťažké kovy (Šalamún a et al., 2012). V dôsledku absencie degradačných procesov ťažkých kovov tieto látky pretrvávajú v prostredí a majú dlhodobý negatívny vplyv na jednotlivé zložky ekosystému. Preto sme sa zamerali na schopnosť rastlinných spoločenstiev odolávať kontaminácií životného prostredia a acidifikácii pôdy v dôsledku priemyselných emisií a kumulácií jednotlivých ťažkých kovov v rastlinných pletivách.

Ako vyplýva z realizovaných výsledkov, najzreteľnejším dopadom na prostredie bol vznik úplne nového biotopu holín, ktorý sa v danej lokalite prirodzene nenachádzal. V tomto biotope pôvodné spoločenstvá výrazne degradovali a súčasné spoločenstvá pozostávajú predovšetkým z druhov *Agrostis capilaris* a *Luzula luzuloides*, odolných voči negatívnym vplyvom (Banášová, Lackovičová, 2004). Vznik nového typu biotopu vyplýva pravdepodobne z kombinácie silnej acidifikácie pôdy (pH ≈ 3,7) a vysokých obsahov ťažkých kovov v pôde v porovnaní s ostatnými biotopmi (p < 0,001; tab. 1, 2). Navyše pokles prirodzeného pH pôdy môže výrazne zvýšiť mobilitu ťažkých kovov v pôde, čím sa efekt degradácie biotopov môže ešte urýchliť v dôsledku nárastu environmentálneho tlaku na jednotlivé zložky biotopu vrátane vegetácie (Kabata-Pendias, 2011). Toto sa potvrdilo aj pri spracovaní, kde mobilná frakcia ťažkých kovov v pôde (EDTA extrakcia) z biotopu holín bola vo väčšine prípadov výrazne vyššia ako obsahy sledovaných prvkov v ostatných kontaminovaných a kontrolných biotopoch s vyšším pôdnym pH, a súčasne kon-

Tab. 2. Obsah mobilnej frakcie ťažkých kovov v pôde (EDTA frakcia) zo sledovaných biotopov

| Ťažké kovy (mg.kg <sup>-1</sup> ) | Kontrolný ekosystém        |                            | Kontaminovaný ekosystém   |                            |                            | Limitné hodnoty |                 |
|-----------------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------|-----------------|
|                                   | lúka                       | pole                       | lúka                      | pole                       | holina                     | celkový obsah   | mobilná frakcia |
| Arzén                             | 0,144 ± 0,454 <sup>a</sup> | n. d. <sup>a</sup>         | 9,99 ± 1,17 <sup>b</sup>  | 10,14 ± 1,20 <sup>bc</sup> | 26,1 ± 4,18 <sup>d</sup>   | 25              | 0,4             |
| Kadmium                           | n. d. <sup>a</sup>         | n. d. <sup>a</sup>         | 0,7 ± 0,19 <sup>b</sup>   | n. d. <sup>a</sup>         | 0,54 ± 0,36 <sup>b</sup>   | 0,7             | 0,1             |
| Meď                               | 4,385 ± 1,508 <sup>a</sup> | 1,308 ± 0,231 <sup>a</sup> | 92,4 ± 27,18 <sup>b</sup> | 146,0 ± 39,37 <sup>c</sup> | 227,4 ± 81,9 <sup>d</sup>  | 60              | 1               |
| Olovo                             | 5,41 ± 3,952 <sup>a</sup>  | 1,855 ± 0,381 <sup>a</sup> | 33,07 ± 8,8 <sup>b</sup>  | 52,14 ± 7,35 <sup>bc</sup> | 112,9 ± 46,83 <sup>d</sup> | 70              | 0,1             |

Vysvetlivky: n. d. – koncentrácia prvku pod limitom detekcie; <sup>abc</sup> – odlišné písmená v riadku predstavujú p < 0,05 podľa Kruskalovho-Wallisovho testu

Tab. 3. Obsah ťažkých kovov v pletivách koreňa rastlín zo sledovaných biotopov

| Ťažké kovy (mg.kg <sup>-1</sup> ) | Kontrolný ekosystém       |                          | Kontaminovaný ekosystém   |                            |                            |
|-----------------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|
|                                   | lúka                      | pole                     | lúka                      | pole                       | holina                     |
| Arzén                             | 5,09 ± 2,76 <sup>a</sup>  | 0,14 ± 0,19 <sup>a</sup> | 2,09 ± 1,53 <sup>a</sup>  | 27,23 ± 8,09 <sup>b</sup>  | 28,62 ± 11,15 <sup>b</sup> |
| Kadmium                           | 6,97 ± 2,86 <sup>ab</sup> | 2,16 ± 0,92 <sup>a</sup> | 2,4 ± 1,46 <sup>a</sup>   | 2,14 ± 0,83 <sup>a</sup>   | 22,87 ± 13,85 <sup>c</sup> |
| Meď                               | 13,84 ± 4,91 <sup>a</sup> | 4,74 ± 2,34 <sup>a</sup> | 80,6 ± 28,48 <sup>a</sup> | 329,8 ± 57,36 <sup>b</sup> | 518,9 ± 276,8 <sup>c</sup> |
| Olovo                             | 16,33 ± 7,68 <sup>b</sup> | 1,61 ± 1,66 <sup>a</sup> | 10,57 ± 4,03 <sup>b</sup> | 28,64 ± 7,05 <sup>c</sup>  | 29,92 ± 11,34 <sup>c</sup> |

Vysvetlivky: n. d. – koncentrácia prvku pod limitom detekcie; <sup>abc</sup> – odlišné písmená v riadku predstavujú p < 0,05 podľa Kruskalovho-Wallisovho testu

Tab. 4. Obsah ťažkých kovov v pletivách listov rastlín zo sledovaných biotopov

| Ťažké kovy (mg.kg <sup>-1</sup> ) | Kontrolný ekosystém      |                           | Kontaminovaný ekosystém    |                            |                            |
|-----------------------------------|--------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|                                   | lúka                     | pole                      | lúka                       | pole                       | holina                     |
| Arzén                             | 0,16 ± 0,43 <sup>a</sup> | 0,23 ± 0,36 <sup>a</sup>  | 0,25 ± 0,39 <sup>a</sup>   | 2,7 ± 1,62 <sup>b</sup>    | 3,94 ± 1,76 <sup>c</sup>   |
| Kadmium                           | 0,9 ± 0,55 <sup>a</sup>  | 2,19 ± 0,61 <sup>b</sup>  | 0,5 ± 0,2 <sup>a</sup>     | 0,67 ± 0,24 <sup>a</sup>   | 3,54 ± 1,55 <sup>c</sup>   |
| Meď                               | 6,89 ± 2,98 <sup>a</sup> | 13,06 ± 2,33 <sup>a</sup> | 24,75 ± 10,37 <sup>a</sup> | 65,01 ± 17,13 <sup>b</sup> | 123,4 ± 66,36 <sup>c</sup> |
| Olovo                             | 3,62 ± 1,33 <sup>a</sup> | 7,16 ± 4,82 <sup>ab</sup> | 4,63 ± 2,4 <sup>a</sup>    | 7,01 ± 3,37 <sup>a</sup>   | 123,4 ± 66,36 <sup>c</sup> |

Vysvetlivky: n. d. – koncentrácia prvku pod limitom detekcie; <sup>abc</sup> – odlišné písmená v riadku predstavujú p < 0,05 podľa Kruskalovho-Wallisovho testu

centrácie z biotopu holín výrazne prekračovali limity pre nekontaminovanú pôdu (tab. 1, 2).

Najvýraznejšie sa kontaminácia prejavila v prípade medi, pri ktorej sa zistené priemerné koncentrácie pohybovali v rozmedzí 92,4 až 227,4 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. 2) Podobne aj v prípade rastlín vo všetkých zaťažených biotopoch boli zistené výrazne vyššie koncentrácie medi v koreni aj v listoch rastlín v porovnaní s kontrolnými biotopmi (tab. 3, 4). Dôvodom vysokých koncentrácií v pletivách bol okrem vysokej koncentrácie v pôde pravdepodobne aj biogénny charakter medi a tým jeho ľahší príjem a prechod cez ochranné bariéry rastliny (Kabata-Pendias, 2011). V prípade pôdy i rastlín sa koncentrácií medi vyvíjala podobne a klesala v zaťažených biotopoch v poradí holiny > pole > lúka (tab. 2, 3, 4). Podľa koeficientu akumulácie iba v prípade lúčneho biotopu bol obsah medi podobný v pôde a v koreni rastlín (tab. 5), zatiaľ čo v prípade biotopu poľa a holín boli hodnoty koeficientu akumulácie výrazne vyššie (p < 0,05). Vyš-

šie koncentrácie medi v koreni ako v pôde potvrdzujú jeho uľahčené prenikanie do rastlín. Na druhej strane faktor translokácie bol v rastlinách zo všetkých biotopov podobný bez výraznejších štatistických rozdielov. To nasvedčuje, že i keď v lúčnom ekosystéme rastliny prijímali podstatne menšie množstvo medi z okolia, jej distribúcia do jednotlivých nadzemných orgánov bola porovnateľná s rastlinami v ostatných biotopoch.

Spolu s meďou je arzén hlavným zdrojom znečistenia v sledovanej lokalite. Šalamún et al. (2012) zistili, že lúčny biotop v blízkosti závodu Kovohuty, a. s., v Krompachoch obsahuje vysoké hodnoty arzenu a nie je vhodný na ďalšie využitie z hygienických dôvodov. I keď v porovnaní s meďou sa arzén relatívne pevne viaže na pôdne častice, čím sa znižuje jeho mobilita a dostupnosť pre jednotlivé zložky biotopu (Kabata-Pendias, 2011), hygienická situácia v našej štúdií bola veľmi podobná ako v prípade medi. Zistili sme výrazne zvýšené koncentrácie mobilného arzenu (26 mg.kg<sup>-1</sup>), ktoré podobne

Tab. 5. Hodnoty koeficientu akumulácie v systéme pôda – koreň a faktora translokácie pre distribúciu ťažkých kovov v rastline

| Ťažké kovy                   | Arzén              | Kadmium            | Chróm              | Meď                | Olovo               |
|------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|---------------------|
| <b>Koeficient akumulácie</b> |                    |                    |                    |                    |                     |
| Holína                       | 1,172 <sup>b</sup> | 57,03 <sup>a</sup> | n. c.              | 2,413 <sup>b</sup> | 0,311 <sup>a</sup>  |
| Pole                         | 2,733 <sup>c</sup> | n. c.              | n. c.              | 2,451 <sup>b</sup> | 0,563 <sup>b</sup>  |
| Lúka                         | 0,215 <sup>a</sup> | 4,161 <sup>a</sup> | n. c.              | 0,997 <sup>a</sup> | 0,351 <sup>a</sup>  |
| <b>Faktor translokácie</b>   |                    |                    |                    |                    |                     |
| Holína                       | 0,167 <sup>a</sup> | 0,267 <sup>a</sup> | 0,763 <sup>a</sup> | 0,449 <sup>a</sup> | 0,711 <sup>b</sup>  |
| Pole                         | 0,097 <sup>a</sup> | 0,344 <sup>a</sup> | 0,176 <sup>a</sup> | 0,2 <sup>a</sup>   | 0,266 <sup>a</sup>  |
| Lúka                         | 0,085 <sup>a</sup> | 0,262 <sup>a</sup> | 0,264 <sup>a</sup> | 0,36 <sup>a</sup>  | 0,503 <sup>ab</sup> |

Vysvetlivky: n. c. – hodnotu nebolo možné vypočítať kvôli nulovej hodnote EDTA frakcie prvku; <sup>ab</sup> – odlišné písmená v stĺpci predstavujú p < 0,05 podľa *Duncan's New MultipleRange* testu (PlotIT 3.2)

ako v prípade medi výrazne prekročovali limit 0,4 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. 2). Keďže tento prvok sa považuje za vysoko toxický pre živé organizmy, dôležitým zistením sú jeho vysoké koncentrácie v jednotlivých rastlinných orgánoch. V prípade koreňov bola v biotope holín nameraná koncentrácia 28,62 mg.kg<sup>-1</sup> prevyšujúca i obsah arzenu v pôde. I keď je otrava arzénom z požitia rastlín s jeho vysokým obsahom veľmi zriedkavá, pri dlhodobom príjme takejto potravy sa môžu prejaviť vážne zdravotné problémy (Kabata-Pendias, 2011). To platí predovšetkým v prípade rastlín z poľného biotopu, kde sa zistili podobné obsahy arzenu ako v biotope holín a súčasne výrazne vyššie v porovnaní s kontrolnými biotopmi. Zvýšené riziko by mohlo platiť i v prípade lúčneho biotopu ako zdroja potravy pre dobytok, ak by, ako popísal Tlustoš et al. (1998), došlo k ukladaniu arzenu v listoch namiesto koreňa. Avšak, ako vyplýva z faktora translokácie, prevažná väčšina prijatého arzenu sa viazala na koreňové štruktúry, zatiaľ čo v listoch bola zistená vo väčšine prípadov približne desaťnásobne nižšia koncentrácia.

Olovo patrí medzi významné polutanty životného prostredia so silnými toxickými účinkami na živé organizmy (Fahr et al., 2013). V zaťažených biotopoch v sledovaných lokalitách boli jeho hodnoty výrazne vyššie ako na kontrolných stanovištiach a zároveň výrazne prekročovali limitné hodnoty stanovené pre nekontaminované pôdy (tab. 2). Najvyššie priemerné hodnoty (112,9 mg.kg<sup>-1</sup>) boli zaznamenané opäť v prípade holín s postupným poklesom v smere k lúčnemu biotopu. Hoci z doterajšieho výskumu nebola zistená potreba olova v metabolizme rastlín, tento prvok sa v nich prirodzene vyskytuje (Broyer et al., 1972). Ako popísala Kabata-Pendias (2011), rastliny sú z pôdy schopné absorbovať len malý zlomok z jeho skutočného množstva, avšak v prípade vyšších koncentrácií rozpustných foriem olova v pôde sa príjem tohto prvku rastlinou výrazne zvýši. Tento záver je čiastočne v súlade s našimi zisteniami, keď i napriek nižším hodnotám koeficientu akumulácie

v porovnaní s ostatnými sledovanými prvkami sme zistili relatívne vysoké koncentrácie olova ako v koreňovej sústave, tak aj v listoch rastlín zo zaťažených biotopov (tab. 3, 4, 5). Naopak, ako vyplýva z faktora translokácie, olovo malo najvyššiu schopnosť prenikať z koreňa do iných častí rastliny, predovšetkým v biotope holín a lúky (tab. 5). Koncentrácie olova v listoch výrazne prekročovali 3 % z jeho celkového množstva v koreňoch, ako stanovil pre distribúciu

olova v rastlinách Zimdahl (1976). Dalenberg, van Driel (1990) však zistili, že až 95 % olova môže byť prijatých rastlinou prostredníctvom listov v dôsledku atmosférickej depozície, čo mohlo výrazne zvýšiť jeho zastúpenie v rastline i v prípade, keď olovo nie je dominantným prvkom v emisných spadoch v oblasti Krompách (Hančulák et al., 2014).

Posledným sledovaným prvkom bolo kadmium. Dobrá korelácia medzi jeho obsahom v rastline a životným prostredím je spôsobená efektívnou absorpciou ako koreňmi, tak aj listami rastlín (Taskayev et al., 1978). Optimálne pH prostredia, v ktorom kadmium dosahuje najlepšiu mobilitu, je v rozmedzí 4,0 – 5,0 (Bingham et al., 1980). Koncentrácia kadmia pri danom rozsahu pH bola pod detekčným limitom, čo však mohli spôsobiť aj iné faktory v pôde (minerály mangánu a železa, obsah ílovitých častíc, organická hmota), ktoré viažu kadmium (Kabata-Pendias, 2011). Najvyššia koncentrácia kadmia v pôde bola zistená, naopak, pri pH 6,1 v kontaminovanom lúčnom biotope (tab. 1, 2), kde výrazne prekročovala limitnú hodnotu pre kadmium v pôde (tab. 2). Na druhej strane jeho akumulácia v rastlinných pletivách narastala s poklesom pH a dosiahla maximálne hodnoty v prípade biotopu holín, kde jeho obsah v koreni predstavoval 22,87 mg.kg<sup>-1</sup> a v listoch 3,54 mg.kg<sup>-1</sup> (tab. 3, 4). Vysoko efektívny príjem kadmia z okolia dokazujú aj hodnoty koeficientu akumulácie, ktoré vysoko prekročovali hodnoty pre ostatné sledované prvky. V prípade holín hodnota koeficientu akumulácie pre kadmium v rastlinách dosiahla viac ako 55-násobok jeho množstva, zisteného v pôde. Okrem toho i keď faktor translokácie indikuje primárnu oblasť kumulácie kadmia v koreni, v prípade poľného biotopu bol zistený jeho najvyšší presun z koreňa do listov (tab. 5). Tento fakt môže byť opäť významný predovšetkým z hygienického pohľadu podobne ako v prípade arzenu, keďže kadmium patrí medzi prvky s karcinogénnymi účinkami (International Programme on Chemical Safety, 2005 – 2007).

\* \* \*

V prípade lokality Krompachy sme zistili vysoké hodnoty niektorých ťažkých kovov, ktoré s najväčšou pravdepodobnosťou priamo súvisia s ťažobným a hutníckym priemyslom v sledovanej lokalite. V tesnej blízkosti prevádzky Kovohuty, a. s., sme zistili vysoké hodnoty arzénu, kadmia, medi a olova, ktoré v súčinnosti s vymývaním SO<sub>2</sub> z atmosféry a jeho následnou depozíciou v okolí výrazne pozmenili niektoré lokálne fytoocenózy. Došlo k vzniku tzv. imisných holín, kde vo veľkej miere prevládali stresu odolné druhy ako je *Agrostis capillaris* a *Luzula luzuloides* (Banášová, Lackovičová, 2004). V prípade ostatných sledovaných biotopov boli hodnoty pH a taktiež aktuálne obsahy jednotlivých prvkov v rastlinných pletivách mnohokrát výrazne nižšie. Významným zistením predovšetkým z hygienického hľadiska sú relatívne vysoké obsahy niektorých prvkov v pletivách rastlín z poľného a prípadne i lúčneho biotopu, ktoré môžu predstavovať riziko kontaminácie lokálnych potravných reťazcov.

Práca vznikla ako výstup projektu s kódom ITMS: 26220120022, podporeného Operačným programom Výskum a vývoj financovaného z Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

## Literatúra

- Banášová, V., Lackovičová, A.: Degradácia travinných porastov v blízkosti huty na spracovanie medi v Krompachoch (Slovenské rudohorie). Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti, 2004, 26, s. 153 – 161.
- Bingham, F. T., Page, A. L., Strong, J. E.: Yield and Cadmium Content of Rice Grain in Relation to Addition Rates of Cadmium, Copper, Nickel and Zinc with Sewage Sludge and Liming. Soil Science, 1980, 130, 1, p. 32 – 38.
- Broyer, T. C., Johnson, C. M., Paull, R. E.: Some Aspects of Lead in Plant Nutrition. Plant and Soil, 1972, 36, 1, p. 301 – 313. DOI: 10.1007/BF01373485
- Dalenberg, J. W., van Driel, W.: Contribution of Atmospheric Deposition to Heavy Metal Concentration in Field Crops. Netherlands Journal of Agricultural Science, 1990, 38, p. 369 – 379.
- Dziadowiec, H., Gonet, S. S.: A Guide to the Methods for Determination of Soil Organic Matter. Prace Komisji naukowych Polskiego towarzystwa gleboznawczego, 1999, 16, 2, p. 42 – 43.
- Environmental Protection Agency: Introduction to Phytoremediation. 600/R-99/107. February. Cincinnati, Ohio: U. S. Environmental Protection Agency, 2000, 104 p.
- Fahr, M., Laplaze, L., Bendaou, N., Hocher, V., El Mzibri, M., Bogusz, D., Smouni, A.: Effect of Lead on Root Growth. Front Plant Science, 2013, 4, p. 1 – 7.
- Fiala, K., Kobza, J., Matúšková, E., Brečková, V., Makovníková, J., Barančíková, G., Búrik, V., Litavec, T., Houšková, B., Chromaničová, A., Váradiová, D., Pechová, B.: Valid Methods of Soil Analyses. Partial Monitoring System – Soil. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, 1999, 142 p.
- Hančulák, J., Kurbel, T., Kupka, D., Špaldon, T., Šestinová, O., Fındoráková, L., Fedorová, E.: Influence of the Copper Smelters in Krompachy (Slovakia) on Atmospheric Deposition. Inžynieria Mineralna, 2014, 34, 2, p. 45 – 50.
- International Programme on Chemical Safety: Cadmium, Cadmium Chloride, Cadmium Oxide, Cadmium Sulphide, Cadmium Acetate, Cadmium Sulphate. Geneva: World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 2005 – 2007. (<http://www.who.int/ipcs/publications/icsclen/index.html>)
- Kabata-Pendias, A.: Trace Elements in Soils and Plants. London: CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, 2011, 520 p.
- Kashin, V. K., Ubugunov, L. L.: Accumulation Features of Microelements in the Grain of Wheat Grown in Western Transbaikalia. Agrokimiya, 2012, 4, p. 68 – 76.
- Lowett, G. M., Tear, T. H., Evers, D. C., Findlay, S. E. G., Cosby, B. J., Dunscomb, J. K., Driscoll, Ch. T., Weathers, K. C.: Effect of Air Pollution on Ecosystems and Biological Diversity in the Eastern United States. The Year in Ecology and Conservation Biology. Annals of the New York Academy of Sciences, 2009, 1162, p. 99 – 135. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2009.04153.x
- Marchiol, L., Assolari, S., Sacco, P., Zerbi, G.: Phytoextraction of Heavy Metals by Canola (*Brassic napus*) and Radish (*Raphanus sativus*) Grown on Multicontaminated Soil. Environmental Pollution, 2004, 132, p. 21 – 27.
- Peralta-Videa, J. R., Lopez, M. L., Narayan, M., Saupé, G., Gardea-Torresdey, J.: The Biochemistry of Environmental Heavy Metals Uptake by Plants: Implication for the Food Chain. The International Journal of Biochemistry & Cell Biology, 2009, 41, p. 1665 – 1677.
- Redman, Ch. L., Kinzig, A. P.: Resilience of Past Landscape: Resilience Theory, Society, and the Longue Durée. Conservation Ecology, 2003, 7, p. 1 – 14.
- Šalamún, P., Renčo, M., Kucanová, E., Brázová, T., Papajová, I., Miklisová, D., Hanzelová, V.: Nematodes as Bioindicators of Soil Degradation due to Heavy Metals. Ecotoxicology, 2012, 21, p. 2319 – 2330.
- Taskayev, A. J., Ovchenkov, V. J., Aleksahkin, R. M., Shuktomova, J. J.: Forms of Ra-226 in Soil Horizons with its High Concentrations. Pochvovedenie, 1978, 2, p. 18 – 24.
- Tlustoš, P., Pavlíková, D., Balík, J., Száková, J., Hanč, A., Balíková, M.: The Accumulation of Arsenic and Cadmium in Plants and Their Distribution. Rostlinná výroba, 1998, 44, p. 463 – 469.
- Zimdahl, R. L.: Entry and Movement in Vegetation of Lead Derived From Air and Soil Sources. Journal of the Air Pollution Control Association, 1976, 26, 7, p. 655 – 660. DOI: 10.1080/00022470.1976.10470298

RNDr. Peter Šalamún, PhD., [salamun@saske.sk](mailto:salamun@saske.sk)

RNDr. Vladimíra Hanzelová, DrSc., [hanzel@saske.sk](mailto:hanzel@saske.sk)

RNDr. Dana Miklisová, PhD., [miklis@saske.sk](mailto:miklis@saske.sk)

Parazitologický ústav SAV, Hlinkova 3, 040 01 Košice

prof. Ing. Peter Kováčik, CSc., [peter.kovacik@uniag.sk](mailto:peter.kovacik@uniag.sk)

Katedra agrochémie a výživy rastlín Fakulty agrobiológie a potravinových zdrojov Slovenskej poľnohospodárskej univerzity v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra