

ACTA UNIVERSITATIS PREŠOVIENSIS

PRÍRODNÉ VEDY

FOLIA OECOLOGICA

Ročník 9., číslo 1.



**VÝSKUMNÁ
AGENTÚRA**

Prešov 2017

Časopis je jedným z výsledkov realizácie projektu: „Inovácia vzdelávacieho a výskumného procesu ekológie ako jednej z nosných disciplín vedomostnej spoločnosti“, TMS: 26110230119, podporeného z operačného programu Vzdelávanie, spolufinancovaného zo zdrojov EÚ.

Editor: RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Recenzenti: Ing. Mária BABOŠOVÁ, PhD.
RNDr. Dušan BARABAS, CSc.
Ing. Lenka BOBULESKÁ, PhD.
RNDr. Lenka DEMKOVÁ, PhD.
doc. Ing. Alexander FEHÉR, PhD.
Ing. Jozef OBOŇA, PhD.
prof. Ing. Slavomír STAŠIOV, PhD.
doc. Lyudmyla SYMOCHKO, CSc.
Ing. Stanislav TORMA, PhD.

Redakčná rada:

Predseda:

doc. Mgr. Martin HROMADA, PhD.

Výkonný redaktor:

RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Členovia:

RNDr. Ema GOJDIČOVÁ, PhD.
Mgr. Tomáš JÁSZAY, PhD.
prof. PaedDr. Ján KOŠČO, PhD.
Mgr. Peter MANKO, PhD.
doc. RNDr. Ivan ŠALAMON, CSc.
RNDr. Marcel UHRIN, PhD.

Adresa redakcie: Acta Universitatis Prešovensis – Folia Oecologica
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra 1,
081 16 Prešov
Slovensko
Tel: 051 / 75 70 358
e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove
Sídlo vydavateľa: Ulica 17. novembra 15, 080 01 Prešov
IČO vydavateľa: 17 070 775
Periodicita: 2x ročne
Jazyk: slovenský
Poradie vydania: 1/2017
Dátum vydania: júl 2017

ISSN1338-080X
EV 3883/09

OBSAH / CONTENTS

Beáta BARANOVÁ – Lenka DEMKOVÁ – Jakub PONÍK

Zhodnotenie spoločenstiev bystruškovitých (Coleoptera: Carabidae) vybraných háld po ťažbe nerastných surovín v oblasti Krompách a Zlatej Bane
Evaluation of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) assemblages of selected spoil heaps in the area of krompachy and Zlata bana..... 5

Tímea SZLOVÁKOVÁ – Samuel HALMO – Nora POLLÁKOVÁ – Vladimír ŠIMANSKÝ

Ovplyvnenie vybraných chemických vlastností pôdy zmenou vinohradu na les
Alteration of selected soil chemical properties by change of vineyard to the forest..... 15

Jozef FEJÉR – Janka PORUBSKÁ – Ivan KRON – Andrea HRICOVÁ – Gabriela LIBIAKOVÁ – Alena GAJDOŠOVÁ

Láskavec metlinatý (*Amaranthus cruentus* L.) ako hyperakumulátor olova a potenciálna rastlina pre účely fytooremediácie
Purple amaranth (Amaranthus cruentus L.) as hyperaccumulator of lead and potential plant for phytoremediation 25

Peter MARŠALEK

Niekoľko poznámok o faune koscov (Opiliones) Spišskej Magury
A few notes on the fauna of harvestmen (Opiliones) of the Spišská Magura Mts. 32

Daniela GRUĽOVÁ – Jana GAJKOVÁ – Mária MAJHEROVÁ

Insekticídna aktivita silíc dvoch druhov rastlín z čeľade Lamiaceae
Insecticidal activity of essential oils of two plant species of family Lamiaceae 39

Juliana KROKUSOVÁ – Tomáš PASTERNÁK

Environmentálna a sociálna diskriminácia ako príčina regionálnych disparít (prípadová štúdia rómskych osád na strednom Spiši)
Environmental and social discrimination as the reason of the regional disparities (case study of Roma settlement in the central Spiš region)..... 55

ZHODNOTENIE SPOLOČENSTIEV BYSTRUŠKOVITÝCH (COLEOPTERA: CARABIDAE) VYBRANÝCH HÁLD PO ŤAŽBE NERASTNÝCH SUROVÍN V OBLASTI KROMPÁCH A ZLATEJ BANE

EVALUATION OF GROUND BEETLES (COLEOPTERA: CARABIDAE) ASSEMBLAGES OF SELECTED SPOIL HEAPS IN THE AREA OF KROMPACHY AND ZLATA BANA

Beáta BARANOVÁ¹ – Lenka DEMKOVÁ¹ – Jakub PONÍK¹

ABSTRACT

Importance of post-industrial sites as the biotopes for the rare, endangered species or habitat specialists increases as the number and area of their natural habitats decrease within cultural landscape. Man-made sites, which imitates environmental conditions of the habitats of their origin, support surviving of the specialized species and their numerous populations. Spoil heaps, same as the old gravel pits and coal-ash settling basin could support species limited to sandy soil as it is imitated by the heap substrate.

Paper deals with the evaluation of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) assemblages of the selected spoil heaps in the area of Krompachy and Zlatá Baňa, collected within short-time period in the season of 2015. Twenty two Carabidae species were determined for the both of studied areas. Ground beetle community of Krompachy area was dominated by eurytopic species of open, dry habitats, without especial requirements to environmental quality and of the E relict class, till Carabidae assemblage of Zlatá Baňa was dominated by big, brachypterous, silvicolous species of A relict class. From the species specialized on the sandy soils, we confirmed occurrence of tiger beetle *Cicindela silvicola* (Dejean in Latreille et Dejean, 1822) and the rare, attractive red-list species *Brosicus cephalotes* (Linnaeus, 1758).

KEYWORDS

Carabidae, heap, sandy soil

Úvod

Halda, eventuelne výsypka je definovaná ako zariadenie vybudované na ukladanie tuhého odpadu na zemskom povrchu (SMERNICA EURÓPSKEHO PARLAMENTU A RADY, 2006). Haldy po ťažbe nerastných surovín vznikli ukladaním tuhého, zbytkového materiálu po spracovaní rudy. Z environmentálneho hľadiska sú považované za staré environmentálne záťaže, predstavujúce možný zdroj znečistenia vody, pôdy a ovzdušia. Haldy reprezentujú staré banské diela, ktorých celkový

¹ Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17 novembra č. 1, 081 16 Prešov, bbaranova@gmail.com, lenka.demkova@unipo.sk, lerykubo@gmail.com

počet sa na Slovensku odhaduje na 17 tisíc. V najväčšej miere ich tvoria práve haldy v celkovom počte 6 418 (HRONEC a kol., 2006).

Z ekologického hľadiska reprezentujú haldy tzv. „man-made sites“, t.j. človekom umelo vytvorené stanovišťa. Takýto tip stanovišť umožňuje okrem eurytopných druhov aj prežívanie habitatových špecialistov a konkurenčne slabších druhov. Výsypky osídľujú druhy, ktoré preferujú obnažený, holý substrát bez zapojenej vegetačnej pokrývky, druhy stepných trávnikov, vo všeobecnosti druhy chrobákov, ktoré vyžadujú plochy s riedkou, alebo krátko steblovou vegetáciou a na živiny chudobné, nezarastené stanovišťa, ktoré boli pôvodne bežné predovšetkým na pastvinách, brehoch vôd. Takéto stanovišťa pritom v súčasnej kultúrnej, poľnohospodárskej krajine prakticky absentujú. Pre haldy, po ťažbe nerastných surovín ako napr. železnej či medenej rudy, je tiež charakteristické zaťaženie prostredia ťažkými kovmi. Substrát haldy je sypký, výhrevný a zároveň vysoko nasiakavý. V období dažďových zrážok teleso haldy nasiakne väčším objemom vody, v období sucha dochádza k jej pomalému uvoľňovaniu procesom tzv. „leaching“, t.j. vylúhovania. Malá úživnosť, toxicita a vysychavosť substrátu spôsobujú pomalé zarastanie stanovišťa. Členitosť terénu, sypký substrát podmieňujúci občasné, neperiodické zosuvy, spôsobujú nerovnomerné zarastanie, ktoré vedie k tvorbe pestrej mozaiky mikrohabitatov v rôznych sukcesných štádiách (RUŽIČKOVÁ a kol., 1996; TROPEK a ŘEHOUNEK, 2012).

Faunistickému výskumu hald po ťažbe nerastných surovín je venovaná napr. práca KRUMPÁLOVEJ a KRAJČU (2011), ktorá hodnotí epigeickú arachnofaunu aktívnej a rekultivovanej niklovej výsypky blízko Sereďe v porovnaní s príľahlými biotopmi, t.j. lúčnym porastom a ornou pôdou. Autori konštatujú, že s postupujúcou sukcesiou sa spoločenstvo stabilizuje, t.j. znižuje sa abundancia zástupcov jednotlivých druhov a dominancia sa prerozdeľuje medzi viacero prítomných taxónov. Najvýznamnejším faktorom ovplyvňujúcim priebeh sukcesie označujú vegetačný kryt. Výskumu pôdnej fauny na výsypkách po ťažbe hnedého uhlia je tiež venovaných niekoľko prác: FROUZ et al. (2001; 2007); HENDRYCHOVÁ et al. (2008), PIŽL (2001), TAJOVSKÝ (2001). Výskumom spoločenstva bystruškovitých v rámci hald, ktoré vznikli po ťažbe uhlia a nerastných surovín sa venovali aj SCHWERK a ABS (2002), KÁŇOVÁ (2010), SCHWERK (2014).

MATERIÁL A METODIKA

Materiál bol zbieraný v rámci štyroch hald po ťažbe nerastných surovín v oblasti Krompách [48°54' 41,84"; 20°52' 27,01"] (Kr-1; Kr-2; Kr-3; Kr-4) a v rámci piatich hald po ťažbe nerastných surovín v oblasti Zlatej Bane [48°56' 48,50"; 21°25' 29,97"] (ZB-1; ZB-2; ZB-3; ZB-4; ZB-5) na východnom Slovensku.

Krompachy

Krompachy sa už v stredoveku podieľali na ťažbe zlata, medi, striebra a v 18. storočí sa tu ťažila železná ruda (GRECULA a kol., 2005). Na ploche 6 ha je uskladnených približne 150 tisíc m³ odpadu, prevažne toxického charakteru. Nachádzajú sa tu aj

staré environmentálne záťaž z banskej a strojárkej výroby, t.j. haldy a odkaliská s približne 26,5 mil. ton odpadu a 20 ročná skládka priemyselného odpadu o objeme okolo 300 tisíc m³ s pozorovaným únikom kyanidov z uložených kaliarenských solí (ŠOTTNÍK, 2005).

Zber materiálu prebiehal v rámci dvoch hald (Kr-1; Kr-2, Obr.1) spadajúcich do katastra obce Slovinky a v rámci dvoch hald (Kr-3; Kr-4) v katastri obce Richnava v blízkosti mesta Krompachy. Tieto haldy vznikli z odpadového materiálu po ťažbe železných a medených rúd. Z hľadiska štruktúry, záujmové haldy tvorí násyp hrubozrnnej hlušiny po ťažbe nerastných surovín, chýba zapojený vegetačný kryt, haldám dominuje obnažený substrát, prítomná je rozptýlená pionierska vegetácia (*Betula pendula* L.). Haldy Kr-1; Kr-2 priamo, halda Kr-4 okrajovo komunikujú s lesným porastom s dominanciou ihličnanov. Pôdna reakcia sa pohybovala od 5,63 (halda Kr-4) po 7,41 (halda Kr-1), pôdna vlhkosť od 4,43% (halda Kr-4) po 15,45% (halda Kr-1) (vlastné merania).

Zlatá Baňa

Obec Zlatá Baňa v Slanských vrchoch vznikla v 2. polovici 18. storočia, jej názov je odvodený z dolovania a získavania nerastného bohatstva. V katastri tejto obce prebiehala ťažba antimónu (OBEC ZLATÁ BAŇA, 2009), striebroslského polokovu, ktorý predstavuje cyklujúcu znečisteninu v životnom prostredí so značne negatívnym vplyvom na ľudský organizmus. Rovnako sa predpokladá, že tento polokov poškodzuje pôdne organizmy (VOJTEKOVÁ a POPERNÍKOVÁ, 2013). V blízkosti obce sa získaval aj veľmi vzácny opál (OBEC ZLATÁ BAŇA, 2009).

Zber materiálu prebiehal v rámci piatich hald (ZB-1; ZB-2; ZB-3) v katastri obce Červenica pri Prešove a obce Zlatá Baňa (ZB-4; ZB-5) (Obr.1). Haldy vznikli z ťažby opálu (ZB-1; ZB-2; ZB-3) a rumelky (ZB-4; ZB-5), ktorá sa ťažila za účelom získavania ortuti. Teleso haldy tvorí násyp hrubozrnnej hlušiny po ťažbe nerastných surovín, chýba zapojený vegetačný kryt, haldám dominuje obnažený substrát s mozaikovitým výskytom machových vankúšov, prítomná je rozptýlená pionierska vegetácia (*Betula pendula* L.). Haldy ZB-1, ZB-2, ZB-3 priamo, haldy ZB-4 a ZB-5 okrajovo komunikujú s lesným porastom s dominanciou buka (*Fagus sylvatica*), celkovo sa haldy nachádzajú uprostred širšie zalesnenej oblasti Slanských vrchov. Priemerná hodnota pôdnej reakcie sa pohybovala od 3,25 (halda ZB-4) po 6,93 (halda ZB-5), pôdna vlhkosť od 9,53% (halda ZB-5) po 29,04% (halda ZB-1) (vlastné merania).



Obrázok 1. Skúmané haldy po ťažbe nerastných surovín v oblasti Krompách a Zlatej Bane. (Foto: L. Demková.)

Zber materiálu

Materiál bol zbieraný metódou zemných pascí pozostávajúcich z dvoch plastových pohárov o objeme 0.5 l vsunutých do seba, opatrených ochrannou drevenou strieškou. Ako fixačná tekutina bol použitý 4% vodný roztok formaldehydu. Pasce boli v počte päť kusov (štvorcové rozmiestnenie s jednou stredovou pascou) exponované po dobu šiestich týždňov, od začiatku júna, do polovice júla v období predpokladanej najvyššej sezónnej aktivity bystruškovitých. Materiál bol z pascí vyberaný po troch a následne šiestich týždňoch. Materiál bol ručne vytriedený, z taxonomického hľadiska determinovaný na úroveň radov (FRANC, 2005), rad Coleoptera na úroveň čeľadí (HŮRKA, 2005) a čeľaď bystruškovitých (Coleoptera:Carabidae) na úroveň druhov (HŮRKA, 1996).

Údaje o početnosti boli vyhodnocované pre jednotlivé pasce, haldy a sledované územia. Na základe týchto čiastkových údajov bola stanovená absolútna početnosť pre sledované územie, celková epigeická aktivita pre sledované územie bola stanovená ako priemerná hodnota (nerovnaký počet háld, rovnaký počet exponovaných pascí). Priemerné hodnoty a smerodajné odchýlky boli stanovené v programe PAST (HAMMER et al., 2001).

Dominancia bola stanovená na základe priemernej hodnoty epigeickej aktivity ako % podiel v spoločenstve.

Diverzita a ekvitabilita spoločenstva bystruškovitých pre sledované územia (determinované na základe priemernej hodnoty epigeickej aktivity) boli stanovené v programe PAST (HAMMER et al., 2001). Suchá biomasa bola stanovená vážením. Zistené druhy boli na základe dostupných údajov charakterizované na základe habitatových preferencií, podľa morfológie krídel, veľkosti tela (HŮRKA 1996) a príslušnosti k reliktnnej skupine (HŮRKA et al., 1996). Na základe získaných údajov bolo stanovené % zastúpenie jednotlivých skupín v rámci spoločenstiev.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Zberom materiálu v uvedenom časovom intervale sme získali celkovo 7 031 jedincov epigeickej makrofauny, 4 310 z lokality Krompách, 2 721 z lokality Zlatej Bane. Chrobáky (Coleoptera) predstavovali 20,84% v rámci spoločenstva lokality Krompách, 23,04% v rámci spoločenstva oblasti Zlatej Bane. Epigeická aktivita radu Coleoptera sa pohybovala v rámci jednotlivých sledovaných háld od 2,8 po 45,8 v priemere 14,65 ($\pm 20,4$) v Krompachoch, od 15 do 41,2 ($\pm 11,34$) v Zlatej Bani.

Celkový počet čeladi chrobákov pre lokalitu Krompách bol 14, pre Zlatú Baňu 15. Bystruškovité predstavovali najpočetnejšie zastúpenú čelaď chrobákov v rámci spoločenstiev oboch sledovaných lokalít, s dominanciou 52,04% v Krompachoch a 36,29% v Zlatej Bani. Priemerná epigeická aktivita bystrušiek v rámci spoločenstva sledovanej lokality Krompách bola 7,65 (0,4-27,6, $\pm 13,1$), v rámci lokality Zlatej Bane 8,36 (3,4-16,6, $\pm 5,60$). Bystrušky vykazovali v rámci spoločenstiev oboch sledovaných lokalít dominantné zastúpenie aj z hľadiska suchej biomasy, t.j. 81,6%, v priemere 0,168 g ($\pm 0,29$ g) v rámci lokality Krompách a 69,89%, v priemere 8,36 g ($\pm 5,6$ g) v rámci lokality Zlatej Bane.

Celkový počet determinovaných druhov bystruškovitých (Coleoptera: Carabidae) bol 38, 22 druhov pre obe zo sledovaných lokalít. Dominantnými druhmi bystruškovitých (dominancia $\geq 5\%$, zostupné poradie) v spoločenstve Krompách boli *Calathus fuscipes* (Goeze, 1777), *Bembidion properans* (Stephens 1828), *Harpalus latus* (Linnaeus, 1758), *Poecilus cupreus* (Linnaeus 1758) a *Bembidion quadrimaculatum* (Linnaeus, 1761), v spoločenstve Zlatej Bane *Cicindela sylvicola* (Dejean in Latreille et Dejean, 1822), *Carabus linnei* (Panzer, 1813) a *C. glabratus* (Paykull, 1790). Spoločenstvo bystruškovitých pre lokalitu Krompách sa vyznačovalo vyššou diverzitou a ekvitabilitou (2,278; 0,737) v porovnaní so spoločenstvom lokality Zlatej Bane (1,622; 0,525).

Z hľadiska štruktúry, viac ako polovicu druhov spoločenstva bystruškovitých z lokality Krompachy reprezentovali eurytopné druhy viazané na otvorené suché stanovištia bez vyhranených nárokov na podmienky prostredia. Tomu odpovedá aj dominantné zastúpenie malých, makropterných druhov reliktnnej triedy E, t.j. druhy bez zvláštnych nárokov na charakter a kvalitu prostredia obývajúcce nestabilné, meniace sa habitaty a antropogénne ovplyvnenú krajinu. Naopak, v rámci spoločenstva z lokality Zlatá Baňa sme zaznamenali výraznú dominanciu ($>90\%$) silvikolných druhov. Uvedený fakt je podmienený prítomnosťou zástupcov rodu *Abax*, *Cychrus* a druhov *Molops*

piceus (Panzer, 1793) či *Carabus glabratus* (Paykull, 1790), ktoré naopak v rámci spoločenstva Krompách úplne absentovali. Spoločenstvo Zlatej Bane bolo rovnako charakteristické vyšším zastúpením veľkých, brachypterných druhov reliktnej triedy A, t.j. adaptabilnejšie druhy osídľujúce habitaty prirodzené alebo prirodzenému blízkom stavu.

Vzhľadom na lokalizáciu lokality Zlatá Baňa uprostred zalesneného územia Slanských vrchov uvedený výsledok indikuje, že aj keď halda tvorí samostatný a špecifický biotop, kompozíciu spoločenstva silne ovplyvňuje charakter priľahlých biotopov, čo potvrdzuje aj zloženie spoločenstva sledovaných druhov Krompách, kde naopak, haldy v prevažnej miere komunikujú s otvorenou, nezalesnenou krajinou. V spoločenstve hald tak možno predpokladať dominanciu druhov typických pre okolité biotopy, spoločenstvo budú dopĺňať špecifické druhy viazané výlučne na priestor haldy, zo zistených napr. *Broscus cephalotes* (Linnaeus, 1758). Zoznam zistených druhov bystruškovitých v rámci sledovaných lokalít uvádzame v tabuľkovej forme (Tabuľka 1).

Tabuľka 1. Priemerná epigeická aktivita druhov čeľade bystruškovitých (Coleoptera: Carabidae) vybraných hald po ťažbe nerastných surovín na lokalitách Krompachy a Zlatá Baňa, zo zberu materiálu v období jún, júl 2015.

	Krompachy	Zlatá Baňa
<i>Abax ovalis</i> (Duftschmid, 1812)		0,40
<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)		0,36
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	0,05	0,16
<i>Amara aulica</i> (Panzer 1796)	0,10	
<i>Amara equestris</i> (Duftschmid, 1812)	0,30	
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linnaeus, 1761)	0,05	
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)		0,19
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	2,05	
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linnaeus, 1761)	0,40	0,08
<i>Broscus cephalotes</i> (Linnaeus, 1758)		0,04
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	2,15	
<i>Carabus cancellatus</i> (Illiger 1798)	0,20	0,04
<i>Carabus convexus</i> (Linnaeus, 1758)	0,10	
<i>Carabus coriaceus</i> (Linnaeus, 1758)		0,04
<i>Carabus glabratus</i> (Paykull, 1790)		0,56
<i>Carabus granulatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,15	0,04
<i>Carabus linnei</i> (Panzer, 1813)		0,64
<i>Carabus scheidleri</i> (Panzer, 1799)	0,05	
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)		0,09
<i>Cicindela sylvicola</i> (Dejean in Latreille et Dejean, 1822)	0,25	5,74
<i>Cychrus attenuatus</i> (Fabricius, 1792)		0,12
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)		0,12
<i>Cylindera germanica</i> (Linnaeus, 1758)		0,04

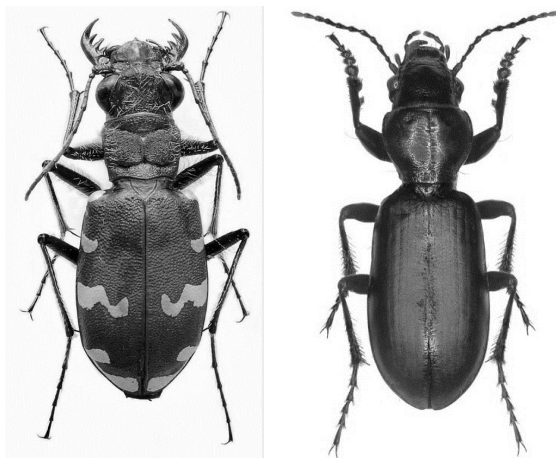
ZHODNOTENIE SPOLOČENSTIEV BYSTRUŠKOVITÝCH
(COLEOPTERA: CARABIDAE) VYBRANÝCH HÁLD PO ŤAŽBE NERASTNÝCH
SUROVÍN V OBLASTI KROMPÁCH A ZLATEJ BANE

<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	0,35	0,10
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	0,20	
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	0,45	
<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	0,10	
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	0,05	
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)		0,08
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	0,05	
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	0,45	
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	0,05	
<i>Pterostichus burmeisteri</i> (Heer, 1841)		0,08
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	0,05	
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)		0,04
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)		0,04
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	0,05	
<i>Trichotichnus laevicollis</i> (Duftschmid, 1812)		0,12

Na základe bionomickej charakteristiky, dve zo zistených druhov sú viazané na pieščitý substrát, *Cicindela sylvicola* (Dejean in Latreille et Dejean, 1822) a *Brosicus cephalotes* (Linnaeus, 1758).

C. sylvicola (Obr. 2), 12 až 17 mm veľký, stredoeurópsky montánny druh žijúci po celom území predovšetkým v slnečných lesoch. Druh je zástupcom Cicindelinae, svižníky, ktoré sú v súčasnosti najčastejšie považované za podčelaď čelade bystruškovitých (Coleoptera: Carabidae) (HŮRKA, 1996; 2005), mnohokrát sú však považované za samostatnú čelaď (Coleoptera: Cicindelidae). Na území Čiech a Slovenska je čelaď zastúpená 8 druhmi v troch rodoch, *Calomera*, *Cicindela* a *Cylindera*. Svižníky reprezentujú špecializovanú skupinu- spôsobenie ústneho ústrojenstva, pohybového aparátu, dlhé štíhle končatiny, denná aktivita či schopnosť letu podmieňujú ich adaptáciu k lovu. Výskyt čelade je viazaný na otvorené, suché a teplé stanovišťa, limitujúcim faktorom výskytu je prítomnosť pieščitého až hlinitopieščitého substrátu, ktorý je nevyhnutný pre vývin dravých lariev, ktoré sú charakteristické morfológiou a spôsobom života. V substráte si vytvárajú chodby ústiace na povrch guľatým otvorom, ktorý uzatvárajú sklerotizovanou hlavou splošteného tvaru a predohrudou. V chodbičke sa fixujú hákovitým výbežkom piateho zadočkového článku. Z otvoru sa vysúvajú po zadohrud' a chytajú korisť v bezprostrednom okolí chodby. Kuklia sa na dne chodby najčastejšie po dvojročnom vývoji. V rámci podčelade svižníkovitých bol zistený aj výskyt druhu *Cylindera germanica* (Linnaeus, 1758) ktorý však podľa bionomického popisu ako jediný náš druh podčelade Cicindelinae nie je viazaný na pieščitý substrát.

Brosicus cephalotes (Linnaeus, 1758) (Obr. 2) 16-23 mm veľký, dravý, nelietajúci druh s nočnou aktivitou podčelade Broscinae, viazaný na pieščitý substrát a biotopy s riedkou vegetáciou. Z ochrannárskeho hľadiska ide o vzácny, atraktívny druh červeného zoznamu, ktorý na mnohých miestach vymizol a v súčasnosti prežíva v blízkosti pieskovní (LINDROTH a BANGSHOLT, 1985; HŮRKA, 1996).



Obrázok 2. Imága *Cicindela sylvicola* a *Broscus cephalotes*. (Zdroj: carabidae.org/gallery)

ZÁVER

Význam postindustriálnych stanovišť ako tzv. substitučných habitatov pre zriedkavé a ohrozené druhy či habitatových špecialistov stúpa úmerne s úbytkom ich prirodzených stanovišť v kultúrnej krajine. Človekom umelo vytvorené stanovištia, ktoré svojimi podmienkami prostredia imitujú pôvodné stanovištia výskytu poskytujú špecializovaným druhom vhodný priestor pre prežitie a vytvorenie populácií v dostatočných počtoch. Na základe výsledkov krátkého faunistického výskumu konštatujeme, že haldy po ťažbe nerastných surovín môžu hostiť relatívne bohaté spoločenstvo bystrušiek vrátane druhov úzko viazaných na pieščitý substrát, ktorý hlušina haldy svojou štruktúrou a vlastnosťami napodobňuje. V porovnaní s okolitými biotopmi nie sú haldy po ukončení ťažby vystavené intenzívnym zásahom zo strany človeka ako napr. ťažbe v lesných porastoch, koseniu lúčnych spoločenstiev. Majú preto potenciál stať sa habitatmi pre stenotopné, konkurenčne slabé druhy, či habitatových špecialistov. To však bude pravdepodobne úzko závisieť od stavu okolitých biotopov, širšieho kontextu krajinnej štruktúry a konkrétnych hald a lokalít. Problematika si bezpochyby vyžaduje dlhodobejšie sledovanie.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a inovácie, pre projekt: Univerzitný vedecký park TECHNICOM pre inovačné aplikácie s podporou znalostných technológií – II. fáza, kód projektu: 313011D232, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

ZHODNOTENIE SPOLOČENSTIEV BYSTRUŠKOVITÝCH
(COLEOPTERA: CARABIDAE) VYBRANÝCH HÁLD PO ŤAŽBE NERASTNÝCH
SUROVÍN V OBLASTI KROMPÁCH A ZLATEJ BANE

LITERATÚRA

- FRANC, V., 2005. Systém a fylogénéza živočíchov – bezchordáty. Katedra biológie Fakulty prírodných vied UMB, Banská Bystrica, 149 pp.
- FROUZ, J. – KEPLIN, B. – PIŽL, V. – TAJOVSKÝ K. – STARÝ, J. – LUKEŠOVÁ, A. – NOVÁKOVÁ, A. – BALÍK, V. – HÁNĚL, L. – MATERNA, J. – DÜKER, CH. – CHALUPSKÝ, J. – RUSEK, J. – HEINKELE, T., 2001. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecological Engineering*, 17(2-3): 275-284.
- FROUZ, J. – PRACH, K. – PIŽL, V. – HÁNĚL, L. – STARÝ, J. – TAJOVSKÝ, K. – MATERNA, J. – BALÍK, V. – KALČÍK, J. – ŘEHOUNKOVÁ, K., 2007. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European journal of soil biology*, 44(1): 109-121.
- GRECULA, P. a kol., 1995. Ložiská nerastných surovín Slovenského rudohoria. Zväzok 1. Geokomplex Bratislava, 829 pp.
- HAMMER, O. - HARPER, D. A. T. - RYAN, P. D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis, PAST version 2.17c. *Palaeontologica Electronica*, 4: 9.
- HENDRYCHOVÁ, M. - ŠALEK, M. - ČERVENKOVÁ, A., 2008. Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies*, 1: 169-187.
- HRONEC, O. – KOVÁČ, K. – HRIČOVSKÝ, I. – ADAMIŠIN, P. – DAŇOVÁ, M. – EFTIMOVÁ, J. – MACÁK, M., 2006. Environmentálne aspekty poľnohospodárskych technológií. Slovenská poľnohospodárska univerzita, Nitra, 170 pp.
- HŮRKA, K., 1996. Carabidae České a Slovenské republiky, Ilustrovaný klíč. Nakladatelství KABOUREK, s.r.o., Zlín, 390 pp.
- HŮRKA, K., 2005. Brouci České a Slovenské republiky. Nakladatelství KABOUREK, s.r.o., Zlín, 565 pp.
- HŮRKA, K. - VESELÝ, P. - FARKAČ, J., 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*, 32:15-26.
- KÁŇOVÁ, D., 2010. Střevlíkovití brouci na výsypkách důlní hlubiny Dolu František v Horní Suché. Ostrava, 2010 [cit. 2017-02-02]. Dostupné z: <<http://theses.cz/id/1rhp46/>>. Bakalárska práca. Ostravská univerzita, Faculty of Science. Vedoucí práce RNDr. Petr Kočárek, Ph.D.
- KRUMPÁLOVÁ, Z. - KRAJČA, A., 2011. Succession of ground living spiders (Araneae) at the new created landscape structure-nickel leach dumps in Slovakia. 11th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, April 11-14, 2011. Abstract book with programme and List of Participants. Karel Tajovský (ed.). ISBN 978-80-86525-19-8.
- LINDROTH, C. – BANGSHOLT, F., 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark, Part 1, Brill Archive.
- OBEČ ZLATÁ BAŇA, 2009. Základné informácie. [online]. [cit.2015-8-17]. Dostupné na internete: <http://www.zlatabana.sk/index.php/obec-zlata-bana/zakladne-informacie>
- PIŽL, V., 2001. Earthworm Succession in Afforested Colliery Spoil Heaps in the Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology*, 9(4):359-364.
- RUŽIČKOVÁ, H. - HALADA, L. - JEDLIČKA, L. - KALIVODOVÁ, E., 1996. Biotopy Slovenska. Príručka k mapovaniu a katalóg biotopov. Ústav krajiny ekológie Slovenskej akadémie vied. Stimul, Bratislava, 92 pp.
- SCHWERK, A., 2014. Changes in carabid beetle fauna (Coleoptera: Carabidae) along successional gradients in post-industrial areas in Central Poland. *Eur. J. Entomol.* 111(5): 677-685.
- SCHWERK, A. - ABS M., 2002. The carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) of forest stands on colliery spoil heaps. *Baltic J. Coleopterol.* 2(1): 15-24.
- SMERNICA EURÓPSKEHO PARLAMENTU A RADY 2006/21/ES o nakladaní s odpadom z ťažobného priemyslu, ktorou sa mení a dopĺňa smernica 2004/35/ES.
- ŠOTTNÍK, P., 2005. Haldy produktov úpravy nerastných surovín na ložiskách Slovinky a Rudňany. [online]. [cit.2016-1-17]. Dostupné na internete: <http://www.banskeodpady.sk/files/studijne%20materiály%204%20-%20Haldy%20produktov%20úpravy%20nerastných%20surovín.pdf>

- TAJOVSKÝ, K., 2001. Colonization of Colliery Spoil Heaps by Millipedes (Diplopoda) and Terrestrial Isopods (Oniscidea) in the Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology*, 9(4): 365-369.
- TROPEK, R. - ŘEHOUNEK, J., 2012. Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. Entomologický ústav AV ČR, v.v.i. & Calla, 147 pp.
- VOJTEKOVÁ V. – POPERNÍKOVÁ Z., 2013. Antimón v rôznych zložkách životného prostredia. *Chemické listy* 108: 135-140.

OVPLYVNENIE VYBRANÝCH CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ PÔDY ZMENOU VINOHRADU NA LES

ALTERATION OF SELECTED SOIL CHEMICAL PROPERTIES BY CHANGE OF VINEYARD TO THE FOREST

Tímea SZLOVÁKOVÁ¹ – Samuel HALMO¹ – Nora POLLÁKOVÁ¹ – Vladimír ŠIMANSKÝ¹

ABSTRACT

In Arboretum Mlyňany were investigated changes in selected chemical characteristics in 0.0-0.2 m of Luvisol, which was long term used as vineyard, but in year 1975 it was afforested by introduced trees. Chemical parameters were studied under dense growths of sugar maples and tulip trees and compared with adjacent soil, which remained used as vineyard (control). It was found, that growing of exotic trees on land that was previously used as vineyard resulted under tulip trees only to slight changes in the values of soil pH_{KCl} and sorptive characteristics, while under sugar maples to significant soil acidification and a reduction of base saturation. Both tree species statistically significantly increased the stock of total, and in particular labile forms of carbon, total nitrogen, whereas the content of phosphorus and potassium was significantly higher in the surface layer of vineyard soil, which is regularly fertilized, while in the soil under trees the macronutrients come only from mineralized litter and from weathered soil minerals. The results of the work suggest that vegetation type and land uses significantly influenced studied soil characteristics in the Arboretum Mlyňany.

KEYWORDS

vineyard, introduced trees, sorption, organic carbon, nitrogen, phosphorus

Úvod

Chemické vlastnosti pôdy významne vplývajú nielen na zakoreňovanie a rast rastlín, ale aj na ich vývoj, výživu (HANÁČKOVÁ et al., 2008) sukcesiu a zdravotný stav (CEKSTERE & OSVALDE, 2013), odolnosť voči chorobám a škodcom (MATEILLE et al., 2014). Na druhej strane, aj rastliny významne ovplyvňujú pôdny chemizmus, či už svojimi koreňovými výlučkami, dýchaním, odlišným chemickým zložením rastlinných zvyškov a ich množstvom (PRIWITZER et al., 2008; 2009), rozkladnými a mineralizačnými produktmi rastlinných zvyškov, alebo rozdielnym odberom živín a ostatných prvkov z pôdy (PARZYCH et al., 2016), zachytávaním atmosférických zrážok (SMOLANDER et al., 2005), zmenou mikroklimy a biologického spoločenstva v pôde (LABUDA & LABUDOVÁ, 2005; LABUDA, 2006). Z toho dôvodu má zmena typu vegetácie ako i spôsobu využívania pôdy značný a často hlavný vplyv na pôdu (SZOMBATHOVÁ, 2010; VESTERDAL et al., 2002).

¹ Katedra pedológie a geológie, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, xszlovakova@is.uniag.sk, halmo.samuel@gmail.com, nora.pollakova@uniag.sk, vladimir.simansky@uniag.sk

Existuje pomerne veľa informácií o vlastnostiach pôdy, ktoré boli ovplyvnené zmenou pôvodných ekosystémov na agroekosystémy (SZOMBATHOVÁ 2010; JONCZAK et al., 2015), avšak dosiaľ je len pomerne málo informácií o vlastnostiach pôdy v minulosti využívanej ako vinohrad, ktorá bola zalesnená introdukovanými cudzokrajnými drevinami. Preto cieľom práce bolo zistiť rozdiely vo vybraných chemických charakteristikách pôdy medzi pozemkom, na ktorom sú dlhodobo pestované introdukované javory cukrové a ľaliovníky tulipánokveté (táto lokalita bola do roku 1975 využívaná ako vinohrad) a susedným vinohradom, ktorý naďalej zostal využívaný na produkciu hrozna.

MATERIÁL A METÓDY

Popis lokality

V Arboréte Mlyňany sa vysádzanie cudzokrajných drevín vykonáva už od roku 1892, kedy bolo založené ako súkromná zbierka grófa Ambrózyho. Arborétum sa v roku 1964 rozšírilo o plochu Východoázijskej dendroflóry (založená na pôde, ktorá bola do roku 1960 využívaná ako orná na pestovanie bežných poľnohospodárskych plodín ako obilniny, okopaniny, olejniný), a v roku 1975 o plochu Severoamerickej dendroflóry (založená na pôde, ktorá bola do roku 1975 využívaná ako vinohrad). Kvôli ucelenému dojmu boli porasty jednotlivých druhov drevín vysádzané vo forme monokultúr (TÁBOR & PAVLAČKA 1992).

Arborétum Mlyňany (48°19' s.š.; 18°21' v.d.) sa nachádza na južnom Slovensku, v údolí rieky Žitava, 165-217 m. n. m., v teplej, suchej klimatickej oblasti s priemernou ročnou teplotou 10,6 °C a úhrnom zrážok 541 mm (HRUBÍK et al., 2011). Lokalita Arboréta leží na geologickom útvere mladotretihornom zastúpenom neogénnymi ílmi, pieskami a štrkovými terasami. Miestami sa v nich nájdu polohy piesku rozličnej zrnitosti alebo piesčitého ílu, do ktorých štrk postupne prechádza (STEINHÜBEL, 1957). Na tomto podloží je takmer na celej ploche naviaty sprašový materiál, ktorý bol väčšinou odvápnenný vplyvom degradačných pôdotvorných procesov. Z pôdných predstaviteľov boli v lokalite zastúpené hnedozem kultizemná pseudoglejová, ktorá bola klasifikovaná pod javormi a ľaliovníkmi a kultizem hnedozemná v dosiaľ funkčnom vinohrade.

Odberové miesta a použité metódy

Na jar 2014 boli odobraté vzorky pôdy z vrstvy 0,0-0,2 m pod zhustenými monokultúrami porastov introdukovaných drevín: 1.) javorov cukrových (*Acer saccharinum* L.), 2.) ľaliovníkov tulipánokvetých (*Liriodendron tulipifera* L.) a 3.) z pôdy vinohradu, ktorý až doteraz zostal využívaný na produkciu hrozna, preto bol určený ako kontrola. Vzorky z každého variantu boli odobrané v ôsmich opakovaniach. Rozloha každého odberového miesta bola 200 m².

Pôdne vzorky boli na vzduchu vysušené, zomleté a preosiate cez sito s veľkosťou ôk 2 mm (vzorky na stanovenie uhlíka cez sito s okami < 0,25 mm). V takto pripravených vzorkách boli stanovené chemické vlastnosti pôdy: pôdna reakcia – potenciometricky

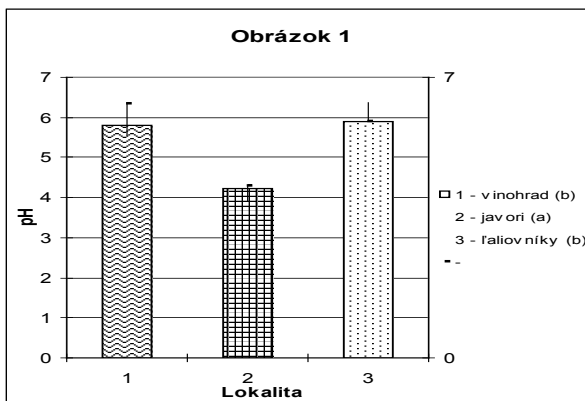
– v 1 mol.dm⁻³ KCl; suma výmenných bázičských katiónov Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ a Na⁺ (S) – metódou Kappena; hydrolytická kyslosť (H) – metódou Kappena (HRIVŇÁKOVÁ et al., 2011); celkový obsah dusíka (N_T) – metódou Kjeldahla (FECENKO, 1991); prístupné živiny fosfor (P) a draslík (K) – metódou Mehlich III (MEHLICH, 1984). Obsah fosforu bol zisťovaný na spektrofotometri Jenway model 6400 and draslík na atómovom absorpčnom spektrofotometri. Stanovený bol aj obsah celkového organického uhlíka (C_{ox}) oxidimetricky – metódou Ľurina (ORLOV & GRIŠINA, 1981) a obsah labilného uhlíka (C_L) v 5 mmol.dm⁻³ KMnO₄ v kyslom prostredí 2,5 mmol.dm⁻³ H₂SO₄ (LOGINOW et al., 1993).

Analýzy boli robené v troch opakovaniach a na štatistické hodnotenie bola použitá jednofaktorová analýza variancií, pričom priemerné hodnoty v jednotlivých variantoch boli posúdené LSD testom.

Severoamerická plocha Arboréta Mlyňany je vhodným miestom na zisťovanie miery vplyvu introdukovaných druhov drevín, ako i zmeneného využívania na chemické vlastnosti pôdy, nakoľko na tejto ploche boli do roku 1975 vinice a sady (TÁBOR & PAVLAČKA, 1992). Keďže pôda vedľa arboréta dosiaľ zostala využívaná ako vinica, zvolili sme si ju ako kontrolný variant, s ktorým sme porovnávali chemické vlastnosti pôdy pod porastmi introdukovaných javorov cukrových a ľaliovníkov tulipánokvetých. Vplyv introdukovaných drevín na chemické vlastnosti vinohradu sme zisťovali vo vrchných vrstvách 0,0-0,2 m, ktoré boli najviac ovplyvnené opadom, koreňovými výlučkami a koreňovými zvyškami vegetácie.

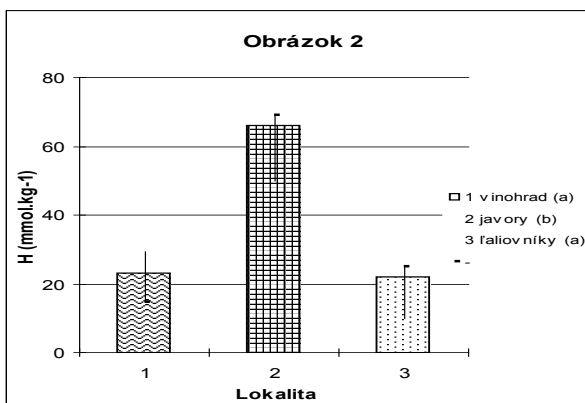
VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pôdna reakcia sa považuje za najdôležitejší indikátor stavu, úrodnosti a fungovania pôdy. Poskytuje informáciu o možnej chemickej degradácii pôdy, mikrobiálnej aktivite, prístupnosti prvkov rastlinám. Zistili sme, že zmenený druh porastu a využívania pôdy mal štatisticky významný vplyv na zmeny hodnôt pôdnej reakcie vo vrstvách 0,0-0,2 m (obr. 1). V porovnaní s vinohradom (slabo kyslá), výmenná pôdna reakcia zistená pod porastom javorov preukazuje poklesla na silno kyslú, kým ľaliovníky hodnoty pH_{KCl} takmer neovplyvnili. Všeobecne, pôdy lesných ekosystémov sa vyznačujú kyslejšou pôdnou reakciou v porovnaní s pôdou trávnych ekosystémov a agroekosystémov (FARLEY & KELLY, 2004), čo bolo potvrdené aj hodnotami pH_{KCl} medzi vinohradom (kontrola) a javormi, avšak nie medzi vinohradom a ľaliovníkmi. Okysľovanie lesnej pôdy vzniká v dôsledku prirodzených faktorov akými sú najmä odber bázičských katiónov rastlinami, rozpúšťanie zlúčenín vápnika pôsobením kyseliny uhličitej a jeho následné vylúhovanie do pôdneho roztoku. Tieto prirodzené procesy okysľovania sú urýchľované antropickou činnosťou a to najmä hospodárením na lesnej pôde, prihnojovaním (najmä N) ako aj kyslou depozíciou (BUBLINEC, 2000). BLASER et al. (2008) porovnávaním pôd vzniknutých na karbonátových horninách s pôdami na bezkarbonátových substrátoch zistili, že hodnoty pH boli takmer identické, avšak nasýtenie sorpčného komplexu bázičskými katiónmi v pôdach na karbonátových substrátoch bolo významne vyššie.



Obrázok 1. Výmenná pôdna reakcia v pôde pod porastmi javorov, ľaliovníkov a vinohradu.

Rôzne písmená (v zátvorkách) indikujú štatisticky preukazné rozdiely – LSD test, hladina významnosti $P < 0,05$.

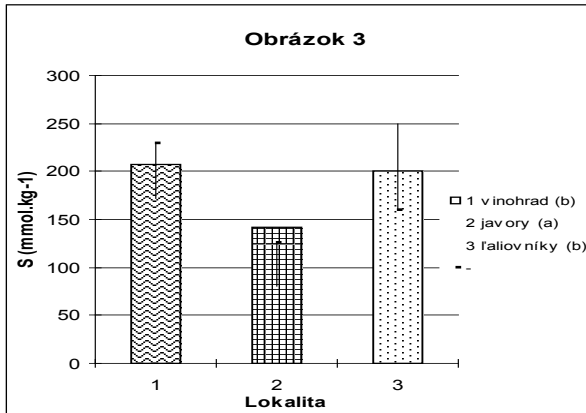


Obrázok 2. Hydrolytická kyslosť (H) v pôde pod porastmi javorov, ľaliovníkov a vinohradu.

Rôzne písmená (v zátvorkách) indikujú štatisticky preukazné rozdiely – LSD test, hladina významnosti $P < 0,05$.

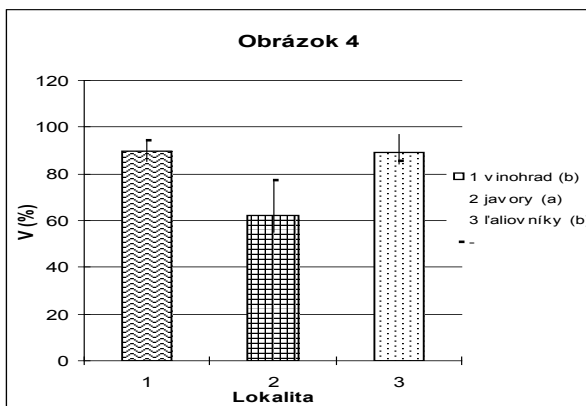
Vysoká produkcia nízko molekulových organických kyselín a fulvokyselín pri rozklade opadu drevín sa prejavila veľmi silnou hydrolytickou kyslosťou (H) pod porastom javorov ($66,4 \text{ mmol.kg}^{-1}$), ale aj pod ľaliovníkmi ($21,0 \text{ mmol.kg}^{-1}$). Napriek tomu, že sa jedná o poľnohospodársku pôdu, ktorej pôdna reakcia a obsah živín sú antropogénne upravované, v povrchových vrstvách pôdy vinohradu sme tiež zaznamenali veľmi silnú hydrolytickú kyslosť ($22,3 \text{ mmol.kg}^{-1}$) (obr. 2). Kyseliny v skúmaných pôdach reagovali s výmennými bázičnými kationmi (S) a presakujúcou vodou ich presúvali do spodnejších častí pôdných profilov a zároveň sa sorpčný

komplex nasycoval kyslými kationmi H^+ a Al^{3+} . JANDL et al. (2004) uviedol, že straty bázičných kationov z pôdy môžu nakoniec ochudobniť zásoby vo vrchných horizontoch, znížiť produktivitu rastlín a potláčať schopnosť ekosystému pufrovať zmeny pôdnej reakcie. Avšak, podľa BERGER et al. (2006), v humusovom horizonte lesných pôd býva úbytok bázičných kationov čiastočne kompenzovaný kolobehom živín odčerpávaných koreňmi zo spodných častí pôdneho profilu, ktoré sú v opade vynášané na povrch pôdy, čo sa označuje ako „pumpa báz“. DAY & MONK (1977) uviedli, že aj keď väčšina z ročného príjmu živín sa recykluje v tom istom období (92% K, 79% Ca, 93% Mg a 68% Na), v dospelom listnatom lese (Severná Karolína) je celková akumulácia živín značná.



Obrázok 3. Suma výmenných bázičných kationov (S) v pôde pod porastmi javorov, ľaliovníkov a vinohradu.

Rôzne písmená (v zátvorkách) indikujú štatisticky preukazné rozdiely – LSD test, hladina významnosti $P < 0,05$.



Obrázok 4. Nasýtenosť sorpčného komplexu bázičnými kationmi (V) v pôde pod porastom javorov, ľaliovníkov a vinohradu.

Rôzne písmená (v zátvorkách) indikujú štatisticky preukazné rozdiely – LSD test, hladina významnosti $P < 0,05$.

Hodnoty sumy výmenných bázičských katiónov (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a Na^+) pod porastom javorov boli štatisticky preukazne nižšie ako pod ľaliovníkmi (obr. 3). Táto skutočnosť mohla byť okrem iného ovplyvnená rozkladom a mineralizáciou opadu drevín, keď ľaliovníky sa vyznačujú viac ako dvojnásobne vyšším obsahom vápnika ($32,86 \text{ g.kg}^{-1}$) a vyšším obsahom horčíka ($6,43 \text{ g.kg}^{-1}$) v porovnaní s javormi ($\text{Ca } 14,41 \text{ g.kg}^{-1}$ a $\text{Mg } 4,22 \text{ g.kg}^{-1}$) (POLLÁKOVÁ et al., 2015), čo taktiež štatisticky významne ovplyvnilo obsahy bázičských katiónov v povrchových vrstvách pôdy. Suma výmenných bázičských katiónov bola v kontrolnej, povrchovej vrstve vinohradu takmer rovnaká ako pod ľaliovníkmi, avšak ako už bolo spomenuté, pôda vo vinohrade je pravidelne antropogénne upravovaná vápnením a hnojením organickými a minerálnymi hnojivami.

Následne aj hodnoty stupňa nasýtenia sorpčného komplexu bázičskými katiónmi (V) boli v povrchovej vrstve pôdy pod porastom ľaliovníkov takmer rovnaké ako v pôde vinohradu (obr. 4). Teda vynášanie bázičských katiónov opadom ľaliovníkov spôsobuje nasýtenosť sorpčného komplexu bázičskými katiónmi. Na druhej strane, preukazne nižšie hodnoty S a tiež V poukazujú na fakt, že opad javorov cukrových nedostatočne kompenzuje straty bázičských katiónov odberom rastlinami ako aj vyplavovaním.

Tabuľka 1. Obsah celkového uhlíka, dusíka a prístupného fosforu a draslíka v pôde pod porastmi javorov, ľaliovníkov a vinohradu vo vrstve 0,0-0,2 m.

Lokalita	C_{ox}	N_T	C:N	P	K
	[g.kg ⁻¹]			[mg.kg ⁻¹]	
Vinohrad (kontrola)	14,38±1,09 a	1,37±0,23 a	10,5±0,3 a	165,0±14,1 c	487,5±17,7 c
Javory	24,81±1,98 b	2,38±0,14 b	10,3±0,3 a	103,1±19,3 b	201,1±20,5 b
Ľaliovníky	26,84±3,48 b	2,41±0,38 b	11,2±0,6 a	81,3±20,7 a	91,7±29,0 a

Vysvetlivky: C_{ox} - celkový obsah organického uhlíka, N_T - celkový obsah dusíka, P - obsah prístupného fosforu, K- obsah prístupného draslíka. Rôzne písmená v stĺpcoch indikujú štatisticky preukazné rozdiely – LSD test, hladina významnosti $P < 0,05$.

V minulosti sa živiny do pôdy Arboréta dodávali vo forme maštalného hnoja. Keďže v Arboréte sa od roku 1965 nepoužívajú žiadne hnojivá predpokladá sa, že makroživiny N, P, K pochádzajú z rozloženého opadu drevín. Uvedená skutočnosť sa následne prejavila aj v obsahu živín (tab. 1). Pôda pod porastmi oboch druhov drevín (ktorá je odkázaná len na makroelementy uvoľnené z mineralizácie opadu a zvetrávania pôdnych minerálov) mala preukazne nižší obsah fosforu aj draslíka v porovnaní s povrchovou vrstvou pôdy vinohradu (do ktorej sa pravidelne pridávajú organické a minerálne hnojivá). Dokonca, v 0,0-0,2 m vrstve pôdy vinohradu podľa Prílohy č. 5 k vyhláške č. 338/2005 Z.z., bol obsah fosforu aj draslíka vysoký (nad 151 a 401 mg.kg⁻¹) pre zrnitosť stredné pôdy, čo je dôkazom dobrej zásoby týchto makroživín a intenzívneho hnojenia pôdy vinohradu. V porovnaní s údajmi zo štvrtého cyklu Agrochemického skúšania pôd (1971-1975) možno konštatovať, že v pôde vinohradu nedošlo k výrazným zmenám zásob týchto živín, nakoľko obsah

fosforu bol v rokoch 1971-1975 na úrovni 51-100 mg.kg⁻¹ a draslíka 151-300 mg.kg⁻¹. Údaje sú však len informatívne, pretože v minulosti bol makroelement fosfor stanovený metódou Egnera, a draslík Schachtschabela. Avšak prevodom starších dát na súčasnú metódu Mehlich III uvádzame, že fosfor bol na úrovni 71-150 mg.kg⁻¹ a draslík 201-400 mg.kg⁻¹.

Naopak, obsah dusíka bol preukazne vyšší práve pod porastom javorov a ľaliovníkov v porovnaní s povrchovou vrstvou pôdy vinohradu. Avšak, táto makroživina viac súvisí s obsahom organickej hmoty v pôde, ako s dodávaním priemyselných hnojív do pôdy. Porovnaním obsahov fosforu a draslíka pod oboma drevinami sme zistili, že obsah týchto makroživín bol preukazne vyšší pod javormi, ktorých opad je bohatší ako na fosfor, tak aj na draslík a dokonca aj na dusík.

Okrem obsahu základných živín bolo zisťované aj pomerné zastúpenie celkového uhlíka (C_{ox}) a dusíka (N_T) (tab. 1). Z výsledkov vyplýva, že zmenený druh porastu a využívania pôdy nemal štatisticky významný vplyv na zmeny hodnôt pomeru C_{ox}:N_T vo vrstvách 0,0-0,2 m.

Tabuľka 2. Obsah celkového uhlíka a jeho frakcií v pôde pod porastmi javorov, ľaliovníkov a vinohradu vo vrstve 0,0-0,2 m.

Lokalita	C _{ox} [g.kg ⁻¹]	C _L	C _{NL}	L	C _L [% z C _{ox}]	C _{NL}
Vinohrad						
(kontrola)	14,38±1,09 a	2,04±0,12 a	12,34±1,10 a	0,17±0,02 a	14,4±1,6 a	85,6±1,6 a
Javory	24,81±1,98 b	3,95±0,29 b	20,86±1,87 b	0,18±0,02 a	15,4±1,3 a	84,6±1,3 a
Ľaliovníky	26,84±3,48 b	4,20±0,91 b	22,64±2,64 b	0,18±0,02 a	15,4±1,6 a	84,7±1,6 a

Vysvetlivky: C_{ox} – celkový obsah organického uhlíka, C_L – labilný organický uhlík oxidovaný 5 mmol. dm⁻³ KMnO₄ v kyslom prostredí 2,5 mmol.dm⁻³ H₂SO₄, C_{NL} – organický uhlík odolný oxidácii s KMnO₄, L – labilnosť organického uhlíka. Rôzne písmená v stĺpcoch indikujú štatisticky preukazné rozdiely – LSD test, hladina významnosti P < 0,05.

Celkový obsah organickej hmoty je najdôležitejším prvkom kvality pôdy, nakoľko má veľký vplyv na jej fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti. Hlavným ukazovateľom obsahu organickej hmoty v pôde je celkový obsah organického uhlíka (C_{ox}). Z výsledkov uvedených v tabuľke 2 vyplýva, že pôsobenie skúmaných drevín na pôdu, ktorá bola do roku 1975 využívaná ako vinohrad, spôsobilo v povrchovej vrstve 0,0-0,2 m štatisticky preukazné (až 1,7 násobné) zvýšenie celkového obsahu organického uhlíka v porovnaní s kontrolnou pôdou vinohradu, ktorá je chudobná na organickú hmotu a vyžaduje zvýšené dodávanie doplnkových zdrojov organickej hmoty, ako je maštalný hnoj, komposty alebo zapravené zelené hnojenie. Taktiež zníženie intenzity mechanických zásahov, teda obrábania pôdy, môže prispieť k zvýšeniu zásoby C_{ox} v pôde vinohradu. Zistené výsledky boli v súlade so ZHAO et al. (2008), ktorý uviedol, že zalesnenie poľnohospodárskej pôdy po 40 rokoch spôsobilo zreteľnú stabilizáciu C_{ox}, čo bolo indikované najmenšou mineralizáciou uhlíka (0,48 mg C g⁻¹ C d⁻¹) a najvyšším obsahom C_{ox} (2,3%) v porovnaní s príľahlou poľnohospodárskou pôdou (0,9 - 1,8%).

Avšak, podľa viacerých autorov, v porovnaní s celkovým obsahom pôdnej organickej hmoty v lesnom ekosystéme, labilné formy organickej hmoty (získované ako labilný uhlík oxidovateľný s KMnO_4) s kolobehom trvajúcim niekoľko dní až mesiacov, možno považovať za citlivejší ukazovateľ kvality pôdy a preto môže jemnejšie reagovať na zmeny rastlinstva a využívania pôdy (BLAIR et al., 1995). V súlade s uvedenými poznatkami, aj v skúmanej lokalite Arboréta boli zaznamenané štatisticky významné rozdiely medzi pôdou vinohradu a lesnou v labilných formách organického uhlíka (C_L), ktoré boli preukazne vyššie pod javormi a ľaliovníkmi ako v pôde vinohradu (tab. 2).

Labilita organickej hmoty (L), rovnako ako zastúpenie C_L z C_{ox} boli taktiež vyššie (ale nie štatisticky preukazne) pod porastmi drevín, čo svedčí o vyššom zastúpení ľahko rozložiteľných organických látok a teda vyššej zásobe ľahko dostupnej energie a živín pre pôdne organizmy v porovnaní s pôdou vinohradu.

ZÁVER

Pestovanie cudzokrajných drevín na pôde, ktorá bola v minulosti využívaná ako vinohrad sa prejavilo v povrchovej vrstve pôdy (0,0-0,2 m) pod porastom ľaliovníkov tulipánokvetých len nepatrnými zmenami hodnôt výmennej pôdnej reakcie a charakteristik sorpčného komplexu, kým pod porastom javorov cukrových došlo k preukaznému okysleniu a k zníženiu nasýtenia sorpčného komplexu bázickými kationmi.

Pestovanie stromov na pôde, ktorá bola minulosti využívaná ako vinohrad sa štatisticky preukazne prejavilo zvýšením zásoby celkového a najmä labilných foriem uhlíka, ako aj celkového dusíka, kým obsah makroživín fosforu a draslíka bol preukazne vyšší v povrchovej vrstve pôdy vinohradu, do ktorej sa pridáva v forme priemyselných hnojív, kým do pôdy pod porastom drevín sa uvoľňujú iba rozkladom a mineralizáciou opadu ako aj zvetrávaním pôdnych minerálov.

Z výsledkov uvedených v práci vyplýva, že druh porastu a spôsob využívania pôdy významne ovplyvnili pôdne vlastnosti v Arboréte Mlyňany.

POĎAKOVANIE

Prezentované výsledky sú súčasťou riešenia projektu KEGA 014 SPU – 4/2016 a VEGA 1/0704/16 MŠVVŠ SR.

LITERATÚRA

- BERGER, T.W. – SWOBODA, S. – PROHASKA, T. – GLATZEL, G., 2006. The role of calcium uptake from deep soils for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus silvatica*). For. Ecol. Manage., 229: 234-246.
- BLAIR, G.J. – LEFROY, R. D. B. – LISLE, L., 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index. Australian Journal of Agricultural Research, 46: 1459-1466.
- BLASER, P. – PANNATIER, E.G. – WALTHERT, L. 2008. The base saturation in acidified Swiss forest soils on calcareous and noncalcareous parent material. A pH-base saturation anomaly. J. Plant Nutr. Soil Sci., 171: 155-162.

- BUBLINEC, E., 2000. Minulosť, prítomnosť a budúcnosť lesných pôd Slovenska. In: Pedofórum 2000. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy: Bratislava, 52-64.
- CEKSTERE, G. – OSVALDE, A., 2013. A study of chemical characteristics of soil in relation to street trees in Riga (Latvia). Urban Forestry & Urban Greening, 12(1): 69-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2012.09.004>
- DAY, F.P., – MONK, C.D., 1977. Seasonal nutrient dynamics in the vegetation on a southern Appalachian Watershed. American Journal of Botany, 64(9): 1126-1139.
- FARLEY, K.A. – KELLY, E.F., 2004. Effects of afforestation of a páramo grassland on soil nutrient status. For. Ecol. Manage., 195: 281-290.
- FECENKO, J., 1991. Návod na cvičenia z výživy rastlín a agrochémie. SPU, Nitra, 121 pp.
- HANÁČKOVÁ, E. – MACÁK, M. – CANDRÁKOVÁ, E., 2008. The nutrients balance of crop rotation as an indicator of sustainable farming on arable land. Journal of Central European Agriculture, 9(3): 431-437.
- HRIVNÁKOVÁ, K. – MAKOVNÍKOVÁ, J. – BARANČÍKOVÁ, et al., 2011. Jednotné pracovné postupy rozborov pôd. VÚPOP, Bratislava, 136 pp.
- HRUBÍK, P. – HOŤKA, P. – FOGADOVÁ, K. – KUBA, J., 2011. Klimatické podmienky Arboréta Mlyňany SAV vo Vieske nad Žitavou za obdobie 1971-2011. In: Dendrologické dni v Arboréte Mlyňany. Zborník referátov z konf. SAV, Arborétum Mlyňany: 66-73.
- JANDL, R. – ALEWELL, C. – PRIETZEL, J., 2004. Calcium loss in Central European forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 68: 588-595.
- JONCZAK, J. – ŠIMANSKÝ, V. – POLLÁKOVÁ, N., 2015. Characteristics of iron and aluminium forms and quantification of soil forming processes in Chernozems in Western Slovakia. Polish Journal of Soil Science, 48(2): 259-269. DOI: <http://dx.doi.org/10.17951/pjss/2015.48.2.259>
- LABUDA, R., 2006. Rod *Penicillium* Link v pôde arboréta Mlyňany. In: Život v pôde. UK Prírodovedecká fakulta, Bratislava: 175-194.
- LABUDA, R. – LABUDOVÁ, S., 2005. Druhovú rôznorodosť mikroskopických vláknitých húb v pôde Arboréta Mlyňany. In: Život v pôde. ČZU, Praha: 99-108.
- LOGINOW, W. – WIŚNIEWSKI, W. – GONET, S.S. – CIEŚCIŃSKA, B. 1993. The method for determining susceptibility of soil organic matter to oxidation. Zsesyty problemowe podstepów nauk rolniczych z. 411: 207-212.
- MATEILLE, T. – TAVOILLOT, J. – MARTINY, B. – FARGETTE, M., 2014. Importance of soil characteristics for plant-parasitic nematode communities in European coastal foredunes. European Journal of Soil Biology, 64: 53-60. DOI:10.1016/j.ejsobi.2014.08.002
- MELICH, A., 1984. Melich 3 soil test extractant – a modification of Melich 2 extractant. Soil Sci. and Pl. Anal., 15: 1409-1416.
- ORLOV, D.S. – GRIŠINA, L.A., 1981. Praktikum po chimiji gumusa. Izdatel'stvo Moskovskovo universiteta, Moskva, 124 pp.
- PARZYCH, A. – ZDUŃCZYK, A. – ASTEL, A., 2016. *Epiphytic lichens as bioindicators of air pollution by heavy metals in an urban area (Northern Poland)*. J. Elem., 21(3): 781-795. DOI: 10.5601/jelem.2016.21.1.861
- POLLÁKOVÁ, N. – ŠIMANSKÝ, V. – LOŽEK, O. – HANÁČKOVÁ, E. – CANDRÁKOVÁ, E., 2015. The changes of nutrient and risk elements of top soil layers under canopy of different tree species and grassland in Arboretum Mlyňany, Slovakia. Folia Oecol., 42(1): 29-34.
- PRÍLOHA Č. 5 K VYHLÁŠKE Č. 338./2005 Z.z., 2005. Vyhláška Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o postupe pre odber pôdných vzoriek, spôsobe a rozsahu vykonávania agrochemického skúšania pôd, zisťovania pôdných vlastností lesných pozemkov a o vedení evidencie hnojenia pôdy a stavu výživy rastlín na poľnohospodárskej pôde a na lesných pozemkoch, MPSR, Bratislava, 16 pp.
- PRIWITZER, T. – PAJTÍK, J. – KONÓPKA, B. – IŠTOŇA, J. – PAVLEND, P., 2008. Quantification of carbon stocks in the model ecosystems of first age class. Forestry J. (Supplement), 54(1): 69-79.
- PRIWITZER, T. – PAJTÍK, J. – KONÓPKA, B. – IŠTOŇA, J. – PAVLEND, P., 2009. Carbon allocation in forest ecosystem – case studies from young pine stands. Forestry J., 55(3): 239-250.

- SMOLANDER, A. – LOPONEN, J. – SUOMINEN, K. – KITUNEN, V., 2005. Organic matter characteristics and C and N transformations in the humus layer under two treespecies, *Betula pendula* and *Picea abies*. *Soil Biol. Biochem.*, 37: 1309-1318.
- STEINHÜBEL, G., 1957. *Arborétum Mlyňany v minulosti a dnes*. SAV, Bratislava, 145 pp.
- SZOMBATHOVÁ, N., 2010. Chemické a fyzikálno-chemické vlastnosti humusových látok pôd ako ukazovateľ antropogénnych zmien v ekosystémoch (lokalita Báb a Dolná Malanta). SPU, Nitra, 96 pp.
- TÁBOR, I. – PAVLAČKA, R., 1992. *Arborétum Mlyňany*. VEDA, Bratislava, 62 pp.
- VESTERDAL, L. – RITTER, E. – GUNDERSEN, P., 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*, 169(1-2): 137-147. DOI:10.1016/S0378-1127(02)00304-3
- ZHAO, M. – ZHOU, J. – KALBITZ, K., 2008. Carbon mineralization and properties of water-extractable organic carbon in soils of the south Loess Plateau in China. In. *European journal of soil biology*, 44: 158-165. DOI:10.1016/j.ejsobi.2007.09.007

LÁSKAVEC METLINATÝ (*AMARANTHUS CRUENTUS* L.) AKO HYPERAKUMULÁTOR OLOVA A POTENCIÁLNA RASTLINA PRE ÚČELY FYTOREMEDIÁCIE

PURPLE AMARANTH (*AMARANTHUS CRUENTUS* L.) AS HYPERACUMULATOR OF LEAD AND POTENTIAL PLANT FOR PHYTOREMEDIATION

Jozef FEJÉR¹ – Janka PORUBSKÁ¹ – Ivan KRON² – Andrea HRICOVÁ³ – Gabriela LIBIAKOVÁ³ – Alena GAJDOŠOVÁ³

ABSTRACT

The aim of this study was to confirm capability of purple amaranth (*Amaranthus cruentus* L.), variety Pribina recently registered in the Slovak Republic, to accumulate lead (Pb) by its above-the-ground (stem and leaves) and underground (roots) organs during hydroponic cultivation in plant growth chamber. The cultivation assay was conducted with three different concentrations (0.1 M, 0.01 M, 0.001 M) of lead nitrate $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ in Knop nutrient medium. The plants pre-cultivated in greenhouse were placed in specially designed containers with supporter board and a hole for each plant and maintained in plant growth chamber under the conditions simulating particular temperature, light and moisture phases during a summer day for three weeks. The analysis of accumulated Pb in dried plants collected once a week, i.e. in total three times during the study, was performed by AAS method. The results confirmed that amaranth as an effective hyperaccumulator of Pb could be used for soil decontamination by phytoremediation techniques. In general, there were significantly higher levels of Pb concentrations in root system comparing stems and leaves. On average the highest Pb accumulation ($17,660 \text{ mg.g}^{-1}$ in dried plant, average value) was observed in roots at 0.1 M concentration of Pb ($\text{NO}_3)_2$ in nutrient medium. In the above-the-ground organs Pb amounts were increasing with the time of cultivation except for the nutrient medium with the highest Pb concentration (0.1 M $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$), where after the first week the accumulated Pb was 0.338 mg.g^{-1} in dried plant material, after the second harvest the content decreased to 0.207 mg.g^{-1} and subsequently increased again in the last week of cultivation to 0.354 mg.g^{-1} . And vice versa the tendency of increasing Pb accumulation in roots with the time of cultivation was found only for the least Pb concentration in the nutrient medium (0.001 M $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$). Based on these results we cannot define the most suitable period of growing as an optimal time for phytoremediation of contaminated soil. If amaranth should be used as a hyperaccumulator it must be thick sowed in order to prevent strong enrooting of plants in soil and thus allowing easy tearing out of the whole plants including roots with accumulated Pb.

KEYWORDS

Amaranthus cruentus, hyperaccumulation, lead, root system, phytoremediation

¹ Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17 novembra č. 1, 081 16 Prešov, Slovensko, jozef.fejer@unipo.sk

² Výskumno-vývojové centrum bioenergie (VVCB) pri Ekonomickej univerzite Bratislava, 082 12 Kapušany 568, Slovensko

³ Ústav genetiky a biotechnológií rastlín, Centrum biológie rastlín a biodiverzity Slovenskej akadémie vied, Akademická 2, P.O.Box 39A, 950 07 Nitra, Slovensko

Úvod

Kontaminácia pôdy ťažkými kovmi pochádza z banskej ťažby, priemyslu, poľnohospodárstva a geologických zdrojov. Predstavuje vážne riziko pre životné prostredie na celom svete, pretože ich vysoká toxicita ohrozuje ľudské zdravie ako aj ekosystémy (NRC, 2003). Značná kontaminácia je spôsobovaná kadmíom (Cd), meďou (Cu), ortuťou (Hg), olovom (Pb), niklom (Ni), zinkom (Zn), arzénom (As) a chrómom (Cr). Tieto ťažké kovy sú uvedené na čele zoznamu top znečisťujúcich látok (CAMERON, 1992; in ZHANG, 2011). Znečistenie pôdy ťažkými kovmi vrátane olova je spôsobené lokálnymi zdrojmi emisií. Okrem toho sú pôdy líniovito znečisťované imisiami v dôsledku dopravy, ktorá zodpovedá za zvýšený obsah Pb v pôdach pozdĺž cestnej siete. V Slovenskej republike je takto kontaminovaných 1600 km² pôdy (FARGAŠOVÁ, 2009). ATAYESE et al. (2009) uvádza kontamináciu pôdy olovom pozdĺž dvoch diaľnic a vo vidieckej oblasti, ktorá slúžila ako referenčná lokalita. Táto štúdia bola realizovaná v meste Lagos, Nigéria. Vzorky pôdy boli zbierané vo vzdialenostiach 5, 10, 15 a 20 m od cesty. Množstvo Pb v pôde sa zistilo od 47 mg.kg⁻¹ až do 151 mg.kg⁻¹. Najvyšší obsah tohto kovu v pôde bol zistený vo vzdialenosti 5 m od cesty, s nárastom vzdialenosti od cesty koncentrácia Pb v pôde klesala. Takto znečistené pôdy je potrebné dekontaminovať. Jednou z možných techník je použitie fytooremediácie, t.j. pestovanie rastlín, ktoré sa vyznačujú schopnosťou hyperakumulácie ťažkých kovov na kontaminovanej pôde. Za hyperakumulátory považujeme celý rad rastlín, ktoré patria do rôznych čeľadí a ktoré sú nielen schopné rásť na pôde kontaminovanej kovmi, ale dokážu akumulovať mimoriadne vysoké množstvá ťažkých kovov vo svojich orgánoch bez toho, aby sa na nich prejavovali fytotoxické účinky. Množstvo akumulovaných kovov je pritom oveľa vyššie ako je bežné u väčšiny iných druhov rastlín (RASCIO and NAVARI-IZZO, 2011). V literatúre sa uvádza, že druhy *Amaranthus* majú schopnosť akumulácie ťažkých kovov a rádionuklidov v rastlinných orgánoch a sú tiež efektívne pri degradácii niektorých reziduí pesticídov v pôde (LI et al. 2008).

Cieľom tejto štúdie bolo overiť schopnosť akumulácie olova nadzemnou a podzemnou fytomasou láskavca metlinatého tiež nazývaného amarant (*Amaranthus cruentus* L.), odrody Pribina pri hydroponickom pestovaní. Za týmto účelom bol založený hydroponický pokus, v ktorom bola hodnotená akumulácia Pb pri troch rôznych koncentráciách v živnom roztoku. Odber vzoriek rastlín a hodnotenie akumulácie bolo uskutočnené trikrát v týždňových časových intervaloch.

MATERIÁL A METÓDY

Rastlinný materiál

Na založenie pokusu bol použitý láskavec metlinatý (*Amaranthus cruentus* L.), odroda Pribina. Rastliny boli predpestované zo semien v skleníku. Vo fáze 5 – 7 pravých listov sa vybrali z pôdy. Korene sa dôkladne umyli vodou.

Hydroponický roztok

Ako hydroponický roztok bol použitý úplný Knopov roztok (FARGAŠOVÁ, 1998), zložený z 10 % (w/v) roztokov v nasledovných pomeroch: Ca(NO₃)₂ 8 ml.l⁻¹, KH₂PO₄ 2

ml.l⁻¹, KNO₃ 2 ml.l⁻¹, MgSO₄ 2 ml.l⁻¹, KCl 1 ml.l⁻¹, FeSO₄ 0,1 ml.l⁻¹. Na prípravu roztokov sa použila deionizovaná voda.

Hydroponická kultúra

Hydroponický pokus sa založil v kontajneroch s rozmermi: dĺžka 350 mm, šírka 130 mm a hĺbka 100 mm. Kontajner sa naplnil Knopovým roztokom v objeme 3 l a vrch sa zakryl plastovým vrchnákom so 14 otvormi. Korene láskavca sa ešte raz prepláchli destilovanou vodou a rastliny sa vložili do kontajnerov, každá rastlina do jedného otvoru (Obr. 1).



Obrázok 1. Kontajnery s rastlinami láskavca metlinatého umiestnené vo fytokomore.

Rastliny sa nechali kultivovať týždeň v úplnom Knopovom roztoku, aby sa po prenesení z pôdy do hydroponie aklimatizovali. Po týždni sa do nového živného roztoku pridalo olovo vo forme dusičnanu olovnatého (Pb(NO₃)₂) v troch koncentráciách 0,1 M; 0,01 M a 0,001 M. Hydroponický roztok sa jedenkrát denne prevzdušňoval. Vzorky rastlín sa odoberali v týždňových intervaloch, celkovo trikrát a následne prirodzene usušili. Nastavenie podmienok vo fytokomore je uvedené v tabuľke 1.

Tabuľka 1. Teplotné, vlhkosťné podmienky a svetelný režim fytokomory počas kultivácie.

Faktor / cyklus, hod.	00:00 – 06:00	06:00 – 10:00	10:00 – 16:00	16:00 – 19:00	19:00 – 22:00	22:00 – 00:00
Teplota [°C]	15,0	19,0	24,0	20,0	17,0	15,0
Vlhkosť [%]	80,0	75,0	60,0	70,0	75,0	80,0
Svetelný režim	0	2	5	4	3	0

0 = tma, 5 = najvyššia intenzita svetla

AAS analýza

Pred samotnou analýzou sa sušený rastlinný materiál spracoval rozdrvením na jemný prášok. Na mineralizáciu vzorky sa použili roztoky kyseliny dusičnej (HNO_3 , 65 %) a peroxidu vodíka (H_2O_2 , 30 %), ako stabilizačný roztok bola použitá 2 % kyselina dusičná (HNO_3). Na mineralizáciu vzoriek sa použil vysoko účinný mikrovlnný rozkladný systém Speedwave 2 firmy Berghof (Nemecko). Celkový čas mineralizácie vzoriek bol 40 minút. Roztoky vzoriek boli po mineralizácii doplnené na celkový objem 100 ml a použité na stanovenie olova pomocou atómového absorpčného spektrometra ZEEnit 700 P (Analytik Jena, Nemecko). Každé stanovenie bolo robené trikrát, výsledná hodnota je ich priemerom.

Štatistické metódy

Získané dáta boli zhodnotené analýzou variancie softvérom Statgraphics 6.0; metóda LSD 95 %.

VÝSLEDKY

Akumulácia olova v jednotlivých častiach rastliny a v troch intervaloch hodnotenia je uvedená v tabuľke 2.

Ako vyplýva z tabuľky 2, akumulácia Pb varírovala v závislosti od jeho koncentrácie v roztoku, časti rastliny a termínu odberu vzoriek na analýzy.

Tabuľka 2. Obsah Pb v nadzemnej fytohmote (stonky + listy) a koreni $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny.

Koncentrácia Pb v roztoku	Hodnotená časť rastliny	Obsah Pb podľa termínu odberu			Priemer	s.d.	Preukaznosť rozdielov
		1	2	3			
Pb 0,1 M	Stonky + listy	0,338	0,207	0,354	0,300	$\pm 0,081$	c
Pb 0,01 M	Stonky + listy	0,044	0,088	0,170	0,101	$\pm 0,064$	c
Pb 0,001 M	Stonky + listy	0,098	0,177	0,211	0,162	$\pm 0,058$	c
Pb 0,1 M	Koreň	19,080	16,360	17,660	17,700	$\pm 1,360$	a
Pb 0,01 M	Koreň	3,818	6,993	2,516	4,442	$\pm 2,303$	b
Pb 0,001 M	Koreň	0,691	0,804	0,993	0,829	$\pm 0,153$	c

s.d. = smerodajná odchýlka (standard deviation)

Množstvo olova v nadzemnej biomase (stonky + listy) stúpalo s termínom odberu vzoriek, okrem variantu s najvyššou koncentráciou, kedy po týždňovej kultivácii bol zistený obsah $0,338 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, v druhom termíne (po 2 týždňoch) množstvo kleslo ($0,207 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) a po treťom týždni opäť stúplo ($0,354 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$). Trend akumulácie v koreni mal stúpajúcu tendenciu len pri variante s najnižšou koncentráciou Pb v roztoku. Pri ostatných variantoch množstvo Pb v koreni varírovalo (Tab. 2), pričom jeho najvyššia akumulácia bola zaznamenaná v koreni pri koncentrácii $0,1 \text{ M Pb}(\text{NO}_3)_2$ v živnom roztoku a to $17,660 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny (priemer troch hodnotených termínov). Vysoké množstvo Pb v koreni bolo zistené aj pri variante s koncentráciou $0,01 \text{ M Pb}(\text{NO}_3)_2$, konkrétne $4,442 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ sušiny (priemer troch hodnotených termínov).

Štatistickým zhodnotením analýzou variancie boli zistené preukazné rozdiely v aku-

mulácii Pb v koreni medzi všetkými koncentráciami. Rozdiel v akumulácii Pb v závislosti od jeho koncentrácie v roztoku nebol preukazný v prípade nadzemnej biomasy. Taktiež nebol zistený preukazný rozdiel v akumulácii Pb v koreni, variant s 0,001 M koncentraciou $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ v porovnaní s nadzemnou biomasou vo všetkých koncentráciách ($P = 0,001$). Aj keď boli zistené rozdiely akumulácie Pb medzi jednotlivými termínmi odberu, tieto neboli štatisticky preukazné ($P = 0,782$).

DISKUSIA

Druhy rastlín so schopnosťou hyperakumulácie patria do rôznych čeladi, čo poukazuje na to, že hyperakumulácia sa vyvinula nezávisle ako podnet na selektívne ekologické faktory (BAKER and BROOKS, 1989). ULIČNÝ (2010) vo výskumoch zistil zvýšenú kumuláciu olova v koreňoch rastlín. Aj MAKOVNÍKOVÁ (2000) uvádza, že samotná nadzemná časť rastliny neakumuluje veľké množstvo olova. Najviac tohto ťažkého prvku je rastlina schopná akumulovať koreňovým systémom. Môže to byť až 80 % celkového množstva naakumulovaného olova v rastline. VERBRUGGEN et al. (2009) uvádza, že prahové hodnoty hyperakumulácie boli stanovené pre každý ťažký kov na základe jeho špecifickej fyto toxicity. Podľa tohto kritéria sú hyperakumulátory rastliny, ktoré sa pri pestovaní na kontaminovaných pôdach akumulujú v prípade olova viac ako $1,0 \text{ mg.g}^{-1}$ bez fyto toxického účinku na rastliny. Toto množstvo pre olovo uvádzajú aj ďalšie literárne zdroje (YOON et al., 2006; SOUDEK et al., 2008).

ATAYESE et al. (2009) zistil koncentrácie ťažkých kovov v rastlinách *Amaranthus viridis* kultivovaných na pôdach blízko ciest s hustou premávkou výrazne vyššie ($P \leq 0,05$) ako pri tých, ktoré boli kultivované na referenčnej pôde (vo vidieckej oblasti). Obsah olova vyjadrený ako faktor koncentrácie v rastlinách (Plant Concentration Factor), charakterizovaný ako súčet priemerných hodnôt obsahu v stonkách, listoch a koreňoch sa pohyboval od $2,54 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny (vo vzorkách rastlín získaných 20 m od cesty) do $4,23 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny (vo vzorkách rastlín získaných 5 m od cesty). Ak urobíme súčet obsahu olova v nami uskutočnenom hydroponickom pokuse tak celkové množstvo sa v závislosti od koncentrácie Pb v živnom roztoku pohybovalo od $0,99 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny do $18,00 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny, čo je výrazne viac. Tu je však potrebné poznamenať na rozdiel v koncentrácii Pb v pôde a hydroponickom roztoku. Taktiež je iný mechanizmus príjmu Pb z pôdy a roztoku. Množstvo kumulovaného olova mohlo byť ovplyvnené aj dĺžkou kultivácie rastlín.

ANTONKIEWICZ and JASIEWICZ (2002) hodnotili nádobovým pokusom vplyv rôznych koncentrácií ťažkých kovov vrátane olova na úrodu biomasy a akumuláciu týchto prvkov v rôznych rastlinách. Pôdu kontaminovali olovom v množstve od 30 mg.kg^{-1} do 1920 mg.kg^{-1} (celkovo 7 koncentrácií). Obsah Pb v bližšie nešpecifikovanom druhu amarantu uvádza v rozmedzí od $4,98 \text{ mg.kg}^{-1}$ do $16,56 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny.

Výsledky hydroponického pokusu potvrdili, že rastliny *Amaranthus cruentus* L., odrody Pribina majú schopnosť vysokej akumulácie olova v koreni. Pri 0,1 M koncentrácii tohto prvku v živnom roztoku bola v priemere troch týždňov akumulácia $17,700 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny a pri koncentrácii 0,01 M $4,442 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny. Ak porovnáme charakteristiky rastlín, za hyperakumulátory sa považujú rastliny

akumulujúce olovo v množstve $1,0 \text{ mg.g}^{-1}$ (VERBRUGGEN et al., 2009; YOON et al., 2006; SOUDEK et al., 2008), môžeme láskavec metlinatý (odroda Pribina) považovať za hyperakumulátor a potenciálnu rastlinu vhodnú na využitie pre fytooremediácie. Pri tomto spôsobe dekontaminácie pôd je dôležité rastliny s akumulovaným ťažkým kovom z pozemku odstrániť a následne vhodným spôsobom zlikvidovať. Problém využitia láskavca metlinatého na tieto účely spočíva v tom, že olovo sa hromadí v koreni, teda v podzemnej časti rastliny, ktorá ostáva v pôde. ULIČNÝ (2010) riešil možnosť biologickej dekontaminácie pôdy od ťažkých kovov. Ako bioakumulátor použil láskavec (bližšie nešpecifikovaný druh). Zistil, že ťažké kovy, vrátane olova sa akumulujú predovšetkým v koreni, čo korešponduje s našimi výsledkami. V dôsledku toho použiteľnosť tohto rastlinného druhu je limitovaná zberom celej rastliny vrátane koreňa. Rastlina, ktorá sa v minulosti pestovala na Slovensku (na technické účely – vlákno) a zbierala celá aj s koreňom bol ľan siaty. ULIČNÝ (2010) uvádza, že agrofyzikálne vlastnosti láskavca a ľanu sú porovnateľné a na zber je možné využiť mechanizačný prostriedok na trhanie ľanu, ktorý z pôdy vytrhne celú rastlinu aj s koreňom. Aby bola táto technológia zberu efektívna, je potrebné modifikovať bežný technologický postup pestovania láskavca zvýšením výsevu a sejbou do užších riadkov. V hustejšom poraste rastliny láskavca nevetvia, vytvorí sa hlavný koreň na úkor bočných, takže sila potrebná na vytrhnutie rastlín strojom je nižšia.

ZÁVER

Výsledky hydroponického pokusu potvrdili, že láskavec metlinatý (*Amaranthus cruentus* L., odroda Pribina) má schopnosť hyperakumulácie olova. Tento ťažký kov je schopný hromadiť sa predovšetkým v koreňoch. V závislosti od koncentrácie Pb v živnom roztoku bol akumulovaný tento kov v nadzemnej biomase (stonky + listy) v množstve od $0,101 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny ($\pm 0,064$) do $0,300 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny ($\pm 0,081$), v koreni od $0,829 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny ($\pm 0,153$) do $17,660 \text{ mg.g}^{-1}$ sušiny ($\pm 1,366$), (priemerné hodnoty troch termínov odberu vzoriek). Hodnoty akumulovaného olova ukazujú na saturáciu v rastlinách, hlavne v koreni. Pri vysokých dávkach olova je rastlina schopná naakumulovať Pb už po prvom týždni. Pri nižších koncentráciách vidno postupné narastanie - čiže akumuláciu. Pri 10x nižšej koncentrácii sú potrebné 3 týždne na dosiahnutie maximálnej koncentrácie a pri 100 násobnom zriedení má rastlina rezervy. Z výsledkov je ťažké určiť, ako dlho je potrebné rastliny na kontaminovaných pôdach kultivovať, aby bola akumulácia najúčinnnejšia. Za týmto účelom je potrebný ďalší výskum v pôdnych podmienkach.

S ohľadom na hyperakumuláciu Pb v koreni využitie tohto rastlinného druhu na fytooremediačné účely je limitované špeciálnou technológiou pestovania a zberu. Na pôde, ktorá má byť dekontaminovaná od Pb je potrebné založiť porast s väčším počtom jedincov na jednotke plochy (sejba do úzkych riadkov, väčší výsevok). Rastliny sa menej vetvia, stonky sú tenšie a vytvorí sa hlavný koreň na úkor bočných. Tým sa vytvoria podmienky na použitie trhača ľanu, ktorý z pôdy vytrhne rastliny aj s koreňmi.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a inovácie, pre projekt: Univerzitný vedecký park TECHNICOM pre inovačné aplikácie s podporou znalostných technológií - II. fáza, kód projektu: 313011D232, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

LITERATÚRA

- ANTONKIEWICZ, J. – JASIEWICZ, C., 2002. The use of Plants Accumulating Heavy Metals for Detoxication of Chemically Polluted Soils. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 5(1): 10. (Online <http://www.ejpau.media.pl>)
- ATAYESE, M.O. – EIGBADON, A.I. – OLUWA, K.A. – ADESODUN, J.K., 2009. Heavy Metal Contamination of *Amaranthus* Grown Along Major Highways in Lagos, Nigeria. *African Crop Science Journal*, 16(4): 225-235.
- BAKER, A.J.M. – BROOKS, R.R., 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry, *Biorecovery*, 1: 81-126.
- CAMERON, R.E., 1992. Guide to Site and Soil Description for Hazardous Waste Site Characterization. Volume 1: Metals. Environmental Protection Agency EPA/600/4-91/029.
- FARGAŠOVÁ, A., 1998. Root growth inhibition, photosynthetic pigments production, and metal accumulation in *Sinapis alba* as the parameter for trace metals effect determination. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61: 762-769.
- FARGAŠOVÁ, A., 2009. Znečistenie kovmi na Slovensku. Dostupné na: http://www.enviro-edu.sk/?page=environmentalne_problemy/znečistenie_kovmi_na_slovensku
- LI, N.Y. – LI, Z.A. – DING, Y.Z. – ZOU, B. – ZHUANG, P., 2008. Effects of intercropping different crop with maize on the Cd uptake by maize. *The Journal of Applied Ecology*, 19(6): 1369-1373.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. 2000. Distribúcia kadmia, olova, medi a zinku v pôde a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín. 1vyd. Bratislava: Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 126 s.
- NRC (National Research Council), 2003. Bioavailability of contaminants in soils and sediments: Processes, tools and applications. National Academies Press, Washington, D.C., 240 pp.
- RASCIO, N. – NAVARI-IZZO, F., 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*, 180: 169-181.
- SOUDEK, P. – PETROVÁ, Š. – BENEŠOVÁ, D. – KOTYZA, J. – VANĚK, T., 2008. Fytoremediace a možnosti zvýšení jejich účinnosti. *Chem. Listy*, 102: 346-352.
- ULIČNÝ, A. 2010. Návrh techniky a technológie zberu energetickej plodiny pestovanej za účelom detoxikácie pôdy: autoreferát dizertačnej práce. SPU, Nitra, 26 s.
- ZHANG, H., 2011. Nonequilibrium Transport of Heavy Metals in Soils: Physical and Chemical Processes. In: Selim, H.N. 2011. Dynamics and Bioavailability of Heavy Metals in the Rootzone. CRC Press, Taylor & Francis Group, 37-63.
- VERBRUGGEN, N. – HERMANS, C. – SCHAT, H., 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants, *New Phytol.*, 181: 759-776.
- YOON, J. – CAO, X. – YHOU, Q. – MA, L.Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, 368: 456-464.

NIEKOĽKO POZNÁMOK O FAUNE KOSCOV (OPILIONES) SPIŠSKEJ MAGURY

A FEW NOTES ON THE FAUNA OF HARWESTMEN (OPILIONES) OF THE SPIŠSKÁ MAGURA MTS.

Peter MARŠALEK¹

ABSTRACT

*The paper deals with the results of faunistic research of harvestmen (Opiliones) undertaken on 6 selected localities in the Spišská Magura Mts. (Northern Slovakia) during May and June 2013. Harvestmen were collected individually from vegetation and rocky slopes, under stones, pieces of decaying wood and loose bark old trees, during several one-day excursions. In total, an occurrence of 7 species from 2 families (Nemastomatidae and Phalangidae) was recorded. The obtained material consists of 50 individuals. The record of *Gyas titanus* Simon, 1879 and *Paranemastoma kochi* (Nowicki, 1870) is the most important. This species belong to the protected species of harvestmen in Slovakia. The most of species are euryvalent or mountain harvestmen, usually characterized also as hygrophilous and sylvicoles. The paper presents the first data on the distribution of these invertebrates in the concerned territory.*

KEYWORDS

Opiliones, harvestmen, Spišská Magura Mts., Northern Slovakia, faunistics

Úvod

Predložená práca prináša výsledky inventarizačného výskumu fauny koscov v doteraz, z hľadiska koscov, prakticky neprebádanom orografickom celku Spišská Magura, ktorý bol uskutočnený na šiestich vybraných lokalitách. V minulosti boli publikované nálezy len z jedinej lokality v intraviláne Spišskej Starej Vsi (STAŠIOV, 2004).

Z orografických celkov najbližšie k Spišskej Magure nie sú známe údaje ani zo susediaceho orografického celku Pieniny. Máme však údaje z poľských prihraničných oblastí, napríklad z Pienín (STARĘGA, 1979) ako aj z prihraničného mezoregiónu Pogórze Spisko-Gubałowskie, ktorý nadväzuje na Spišskú Maguru a tiež z Rówu Podtatrzanského, ktorý je pokračovaním Podtatranskej brázdy (STARĘGA, 1975). Novšie údaje o výskyte niektorých druhov na týchto územiach získali ROZWAŁKA a kol. (2012), ROZWAŁKA a STARĘGA (2012) a ROZWAŁKA (2015). Údaje o výskyte koscov v Tatrách sú sumarizované v práci MIHÁL a kol. (2010), zoologickým výskumom jaskýň v Belianskych Tatrách sa zaoberal KOŠEL (2002). Zo Ždiarskej časti Podtatranskej brázdy sú publikované nálezy koscov v práci MIHÁL a MAŠÁN (2006), zo Zubereckej časti na Orave je známy jeden údaj (KRATOCHVÍL, 1934). Z Popradskej

¹ Rázusova 296/56, 052 01 Spišská Nová Ves, Slovensko, peter.marsalek@centrum.sk

kotliny publikoval zbery MIHÁL a MAŠÁN (2006) a tiež KRATOCHVÍL (1934). Viacero lokalít s nálezmi koscov je známych z Levočských vrchov (MARŠALEK, 2001, VIŠŇOVSKÁ a BARLOG, 2009). Staršie i novšie nálezy sú publikované aj z niekoľkých lokalít Spišsko-Šarišského medzihoria (STAŠIOV, 2004).

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika územia

Spišská Magura je rozložitý flyšový pohorie Vonkajších Západných Karpát, ktoré je súčasťou Podhôrno-magurskej oblasti na severe Slovenska. Susedí na juhu s Podtatranskou brázdou, Belianskymi Tatrami a Popradskou kotlinou. Na východe sa v údolí rieky Poprad (v tzv. Ružbašskej bráne) stýka s pohorím Levočské vrchy a ďalej so Spišsko-Šarišským medzihorím. Zo severu je hranicou Spišskej Magury s Pieninami údolie rieky Dunajec. Západnú a časť severnej hranice tvorí štátna hranica s Poľskom. Z poľskej strany nadväzuje na Spišskú Maguru mezoregión Pogórze Spisko-Gubałovskie (KONDRACKI, 2009). Orografický celok sa delí na dva geomorfologické podcelky – Repisko na juhozápade a Veterný vrch na severovýchode. Hranica medzi nimi vedie údolím Rieky a cez Magurské sedlo. Najvyšším vrchom pohoria je Repisko (1 259 m n. m.) situovaný v juhozápadnej okrajovej časti pohoria. Hlavný, vyše 30 km dlhý, hrebeň podcelku Repisko nadväzuje na hlavný hrebeň podcelku Veterný vrch s najvyšším vrchom rovnomenného názvu (1 101,2 m n. m.).

Pohorie má prevažne hornatinový a vrchovinový reliéf a je rozdelené na viaceré rázsochy údoliami potokov a riečok. V podcelku Repisko, najmä v časti Osturnianska brázda a na priľahlých svahoch Spišskej Magury, sa zachovali viaceré jazierka zosuvného charakteru. Spišská Magura patrí do mierne chladnej až chladnej klimatickej oblasti s priemernou januárovou teplotou od -5 °C do -7 °C, s priemernou júlovou teplotou od 11,5 °C do 16 °C a s ročným úhrnom zrážok 800 – 1100 mm, v hrebeňovej časti do 1 400 mm.

Spišská Magura je budovaná horninami vnútrokarpatského paleogénu. Na styku pohoria s kotlinami, vo východnej časti pohoria, vystupujú na povrch druhohorné vrstvy s vápencami, slienitými vápencami, slieňovcami či vápnitými pieskovcami a na ich zlomovej línii vyvierajú početné minerálne pramene. Z pôd tu prevládajú hlinité až piesočnato-hlinité stredne skeletnaté kambizeme rôznych subtypov v podloží s pieskovcom, zlepcami, slieňmi a ílovcami, miestami na malých plochách lokálne rankre, pseudogleje alebo podzoly železité, v menšej miere pararendziny na zvetralinách karbonátových hornín v okolí Vyšných Ružbách (MAZÚR a kol., 1980).

Potenciálne prírodné drevinové zloženie vo vrcholových partiách predstavujú bukové kyslomilné lesy horské (*Luzulo-Fagion* p. p. maj.) ako aj jedľové a jedľovo-smrekové lesy (*Abietion*, *Vaccinio-Abietenion* p. p.), v stredných a nižších polohách sú to bukové a jedľové lesy kvetnaté (*Eu-Fagenion* p. p. maj.) a v malej miere bukové

lesy vápnomilné (*Cephalanthero-Fagenion*), pozdĺž vodných tokov sa vyskytujú lužné lesy podhorské a horské (*Alnenion glutinoso-incanae*, *Salicion triandrae* p. p., *Salicion eleagni*) (MICHÁLKO a kol., 1986). Oblasť Spišskej Magury bývala kedysi drevorubačskou a pastierskou krajinou. Väčšinu povrchu preto dnes zaberajú prevažne ihličnaté lesy, v ktorých pôvodné bukové a jedľovo-bukové lesy nahradili smrekové lesy, alebo zmiešané lesy s prevahou smreka a prímiesou jedle, smrekovca alebo buka s javorom horským, ktoré sú dnes z veľkej časti postihnuté podkôrníkovou a vetrovou kalamitou. Odlesnené časti pohoria zaberajú lúky, pasienky, kroviny a menšie polia.

Stručná charakteristika zberných lokalít a termíny zberov (SM1-SM6):

- SM1 - Veľká Kýčera**, kvadrát Databanky fauny Slovenska (DFS): 6689c, termín zberu (t. z.): 28. 5. 2013, katastrálne územie (k. ú.): Podolíneč, drevinová skladba: SM – 40 %, SC – 30 %, JH – 10 %, lieska – 20 %, biotop: kamenitý svah, vek porastu: 30 rokov, zakmenenie (zakm.): 05, zápoj: 60 %, sklon terénu: 60 %, expozícia (exp.): JV, nadmorská výška (n. v.): 925 m, geografické súradnice (GPS – WGS 84): 49°18'18,0"N 020°31'55,9"E
- SM2 - Veľké Javory**, DFS: 6688d, t. z.: 29. 5. 2013, k. ú.: Podolíneč, drevinová skladba: BK – 50 %, SM – 30 %, JD – 20 %, biotop: svah (nález v hrabanke), vek porastu: 30 rokov, zakm.: 07, zápoj: 80 %, sklon terénu: 40 %, exp.: JJZ, n. v.: 1050 m, GPS – WGS 84: 49°19'18,5"N 020°29'53,0"E
- SM3 - Griny**, DFS: 6689a, t. z.: 11. 6. 2013, k. ú.: Kamienka, drevinová skladba: JD – 70 %, BK – 20 %, SM – 10 %, biotop: okolie potoka, vek porastu: 60 rokov, zakm.: 07, zápoj: 80 %, sklon terénu: 30 %, exp.: JV, n. v.: 735 m, GPS – WGS 84: 49°21'08,1"N 020°33'56,2"E
- SM4 - Magurka**, DFS: 6787b, t. z.: 13. 6. 2013, k. ú.: Osturňa, drevinová skladba: SM – 50 %, JD – 20 %, rakyta – 30 %, biotop: koryto potoka, vek porastu: 5 rokov, zakm.: 09, zápoj: nezapojený, sklon terénu: 30 %, exp.: S, n. v.: 1000 m, GPS – WGS 84: 49°17'47,4"N 020°15'40,1"E
- SM5 - Jezerské jazero**, DFS: 6788a, t. z.: 14. 6. 2013, k. ú.: Jezersko, drevinová skladba: rakyta – 65 %, baza – 15 %, lieska – 10 %, JH – 10 %, biotop: brehový porast, vek porastu: 15 rokov, zakm.: 05, zápoj: nezapojený, sklon terénu: 20 %, exp.: V, n. v.: 925 m, GPS – WGS 84: 49°16'56,5"N 020°20'47,0"E
- SM6 - Repisko**, DFS: 6787a, t. z.: 17. 6. 2013, k. ú.: Tatranská Javorina, drevinová skladba: SM – 100 %, biotop: vrchol kopca, vek porastu: 50 rokov, zakm.: 06, zápoj: 50 %, sklon terénu: 10 %, exp.: JZ, n. v.: 1259 m, GPS – WGS 84: 49°17'31,3"N 020°11'55,1"E

Metodika

Výskum sa uskutočnil na študovaných lokalitách počas cca dvojhodinových zberov realizovaných na každej lokalite jednorázovo v termíne od mája do júna v roku 2013. Materiál bol na študovaných lokalitách zbieraný metódou individuálneho zberu pomocou entomologickej pinzety z listovej opadanky, spod kameňov, kusov dreva i kôry, z prízemnej vegetácie, kmeňov stromov a pod. Získaný materiál bol konzervovaný v 70 % etylalkohole a bol determinovaný podľa prác MARTENS (1978) a ŠILHAVÝ (1956, 1971). Dokladový materiál je deponovaný v zbierke autora.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Celkovo bolo na skúmanom území nájdených 50 jedincov, z toho bol 1 ks neidentifikovaný, zo 7 druhov patriacich do čeľadí Nemastomatidae (3 spp.) a Phalangiidae (4 spp.). Najviac jedincov bolo z druhu *Paranemastoma kochi* (Nowicki, 1870) (29 ex.). Prehľad druhov a počty jedincov získaných na jednotlivých zberových lokalitách za celé obdobie výskumu je uvedený v tabuľke 1.

Prehľad zistených druhov a ich zberov obsahuje mená druhov, čísla lokalít nálezov a počty získaných jedincov (? – neurčené pohlavie, indet. – neurčený druh, juv. – juvenil, subad. – subadult, ad. – adult):

čeľaď: Nemastomatidae

1. *Nemastoma lugubre* (Müller, 1776)
Lokalita: SM6 (2♂♂ ad.)
2. *Paranemastoma kochi* (Nowicki, 1870)
Lokalita: SM3 (4? juv.); SM4 (1♂ ad., 1♀ ad., 1? subad., 6? juv.); SM5 (2♂♂ ad.; 3♀♀ ad., 1? subad.); SM6 (1♂ ad., 8♀♀ ad., 1? juv.)
3. *Mitostoma chrysomelas* (Hermann, 1804)
Lokalita: SM3 (1♂ ad.)

čeľaď: Phalangiidae

4. *Platybunus bucephalus* (C. L. Koch, 1835)
Lokalita: SM1 (1♂ ad.); SM6 (1♂ ad.)
5. *Lacinius ephippiatus* (C. L. Koch, 1835)
Lokalita: SM4 (1? subad., 1? juv.); SM5 (1♀ ad., 2? subad.)
6. *Mitopus morio* (Fabricius, 1799)
Lokalita: SM2 (3? subad.); SM3 (2? subad.)
7. *Gyas titanus* Simon, 1879
Lokalita: SM3 (4♀♀ ad., 1? subad.)

indet.

Lokalita: SM4 (1 juv.)

Tabuľka 1. Prehľad druhov a počty jedincov získaných na jednotlivých lokalitách.
Table 1. List of species and numbers of trapped specimens on individual localities.

Taxón	Lokality						Σ
	SM1	SM2	SM3	SM4	SM5	SM6	
<i>Nemastoma lugubre</i>						2	2
<i>Paranemastoma kochi</i>			4	9	6	10	29
<i>Mitostoma chrysomelas</i>			1				1
<i>Platybunus bucephalus</i>	1					1	2
<i>Lacinius ephippiatus</i>				2	3		5
<i>Mitopus morio</i>		3	2				5
<i>Gyas titanus</i>			5				5
indet.				1			1
Počet jedincov	1	3	12	12	9	13	50
Počet druhov	1	1	4	2	2	3	7

Z územia Spišskej Magury bol doteraz známy údaj o výskyte koscov iba z jedinej lokality v intraviláne Spišskej Starej Vsi (STAŠIOV, 2004). Na lokalite boli zaznamenané druhy, ako je hygofilný koscec *P. kochi*, eurytopný druh *Phalangium opilio* Linnaeus, 1761 a synantropný druh *Opilio parietinus* (De Geer, 1778). Táto práca prináša prvé ucelenejšie údaje o skladbe opiliofauny Spišskej Magury. Na študovaných lokalitách bolo determinovaných 7 druhov koscov. Celkový počet druhov zistených na tomto území je 9, čo predstavuje 26 % známej opiliofauny Slovenska.

V zberoch dominoval predovšetkým hygofilný horský druh a zaujímavý karpatský endemit *P. kochi*. Bolo to zrejme spôsobené použitou metódou individuálneho zberu a bionómiou tohto druhu, pretože jeho zástupcovia sú čiastočne aktívni aj cez deň a možno ich zbierať na vlhkejších biotopoch predovšetkým pod kameňmi, rozkladajúcim sa drevom a pod. Najviac jedincov z daného druhu bolo odchytených na vrchole vrchu Repisko v rozvoľnenom smrekovom poraste pod skalami. Najväčšia diverzita odchytených druhov bola zaznamenaná na lokalite Griny, v bezprostrednom okolí potoka.

Z hľadiska nárokov na prostredie boli v zberoch najväčším počtom druhov zastúpené kosce so širokou ekologickou valenciou (*N. lugubre*, *M. chrysomelas* a *M. morio*). Dvomi druhmi boli zastúpené kosce vlhkomilných listnatých a zmiešaných lesov nižších a stredných polôh (*P. bucephalus* a *L. ephippiatus*) a tiež kosce podmäčianých stanovišť (*P. kochi* a *G. titanus*). Zistené zloženie opiliofauny poukazuje na to, že fauna koscov Spišskej Magury je tvorená spoločenstvami charakteristickými pre horské oblasti Západných Karpát.

Druhovú štruktúru zistenú v skúmanom orografickom celku určite ešte nie je kompletné a možno tu predpokladať výskyt ďalších druhov. V susedných orografických celkoch boli zaznamenané všetky kosce, ktoré boli zaznamenané aj

v Spišskej Magure. Oproti Spišskej Magure boli na týchto územiach zistené ďalšie druhy koscov, z ktorých viaceré sa môžu potenciálne vyskytovať aj v skúmanom pohorí. Patria k nim druhy zistené v Belianských Tatrách – *Ischyropsalis manicata* L. Koch, 1865 a *Leiobunum rupestre* (Herbst, 1799) (KOŠEL, 2002, MIHÁL a kol. 2010), na poľskej strane Pienin to boli *Trogulus tricarinatus* (Linnaeus, 1767), *Opilio dinaricus* Šilhavý, 1938, *Rilaena triangularis* (Herbst, 1799), *Lophopilio palpinalis* (Herbst, 1799), *Oligolophus tridens* (C. L. Koch, 1836), *L. rupestre* (STARĚGA, 1979), v Podtatranskej brázde a Popradskej kotline bol zaznamenaný *R. triangularis* (KRATOCHVÍL, 1934, MIHÁL a MAŠÁN, 2006), v Levočských vrchoch to boli *I. manicata*, *O. tridens*, *L. rupestre* a *Leiobunum tisciae* Avram, 1968 (MARŠALEK, 2001, VIŠŇOVSKÁ a BARLOG, 2009) a v Spišsko-Šarišskom medzihorí boli zaznamenané druhy *Dicranolasma scabrum* (Herbst, 1799), *R. triangularis*, *Zachaeus crista* (Brullé, 1832), *Lacinius horridus* (Panzer, 1794), *Lacinius dentiger* (C. L. Koch, 1848) a *L. rotundum* (Latreille, 1798) (STAŠIOV, 2004).

V pohorí Spišskej Magury možno predpokladať aj výskyt expanzívnych druhov ako je *Leiobunum limbatum* L. Koch, 1861, ktorého najbližší nález na Slovensku je z Pribiliny v Liptovskej kotline (STAŠIOV a TUĽ, 2016) a bol bežne zbieraný aj v susedných orografických celkoch v Poľsku (ROZWAŁKA a STARĚGA, 2012), ako aj pomerne krátko z nášho územia známeho *Opilio canestrinii* (Thorell, 1876). Jeho početnosť stúpa a postupne sa šíri na východ krajiny (STAŠIOV a ŠESTÁKOVÁ, 2016). Šírením týchto, ale aj ďalších druhov koscov v poľských Karpatoch sa zaoberal ROZWAŁKA (2015).

Vzhľadom na pomerne malú skúmanú časť územia orografického celku a inventarizačný charakter výskumu, založenom na jednoduchých exkurziách, môžeme konštatovať, že zistené druhové bohatstvo koscov nie je kompletné. Komplexnejší zoznam opiliofauny tohto územia bude preto výsledkom ďalšieho arachnologického výskumu.

LITERATÚRA

- KONDRACKI, J., 2009. Geografia Regionalna Polski. Wydaw. Naukowe PWN, Warszawa, 441 pp.
- KOŠEL, V., 2002. Zoologický výskum dvoch jaskýň v Belianských Tatrách v pásme kosodreviny. In: BRYJA, J. – ZUKAL, J. (eds.), Zoologické dny Brno 2002, Abstrakta referátů z konferencie, 14.-15. února 2002, p. 29.
- KRATOCHVÍL, J., 1934. Sekáči (Opiliones) Československé republiky. Práce Mor. přír. spol., 9: 1-35.
- MAZÚR, E., (ed.) 1980. Atlas Slovenskej socialistickej republiky. Slovenská kartografia n.p., Bratislava (SAV a SÚGK), 296 pp.
- MARŠALEK, P., 2001. Kosce (Opiliones) Levočských vrchov. Natura Carpatica, 42: 187-190.
- MARTENS, J., 1798. Die Tierwelt Deutschlands. Weberknechte, Opiliones, VEB G. Fischer Verlag, Jena, 464 pp.
- MIHÁL, I. – MAŠÁN, P., 2006. Príspevok k poznaniu koscov (Opiliones) stredného a východného Slovenska. Natura Carpatica, 47: 89-96.
- MIHÁL, I. – KORENKO, S. – GAJDOŠ, P., 2010. Harvestmen (Arachnida, Opiliones) of the Tatra Mountains (Slovakia). Acta Rerum Naturalium, 8: 31-36.

- MICHALKO, J. – MAGIC, D. – BERTA, J. – MAGLOCKÝ, Š. – ŠPÁNIKOVÁ, A., 1986. Geobotanická mapa ČSSR. Slovenská socialistická republika. Mapová časť. Veda & Slovenská kartografia, Bratislava, 12 máp.
- ROZWAŁKA, R., 2015. Rozmieszczenie synantropijnych i ekspansywnych gatunków kosarzy (Arachnida: Opiliones) w polskich Karpatach. Roczniki Bieszczadzkie, 23: 211-224.
- ROZWAŁKA, R. – MAZUR, A. – STARĘGA, W., 2012. Distribution of harvestmen of the genus *Ischyropsalis* C. L. Koch (Arachnida: Opiliones) in Poland. Fragmenta faunistica, 55 (1): 11-18.
- ROZWAŁKA, R. – STARĘGA, W., 2012. Distribution of *Leiobunum limbatum* L. Koch, 1861 (Opiliones: Sclerosomatidae) in Poland. Fragmenta faunistica, 55 (2): 177-183.
- STARĘGA, W., 1975. Opiliones – Kosarze (Arachnoidea). Fauna Polski, Inst. Zoologii PAN, Warszawa, 5: 1-197.
- STARĘGA, W., 1979. Kosarze (Opiliones) Pienin. Fragmenta faunistica, Warszawa, 24: 175-183.
- STAŠIOV, S., 2004. Kosce (Opiliones) Slovenska. Vedecké štúdie. Technická univerzita vo Zvolene, 119 pp.
- STAŠIOV, S. – ŠESTÁKOVÁ, A., 2016. Šírenie sa *Opilio canestrinii* (Opiliones) Slovenskom. In: FENĎA, P. (ed.), 14. Arachnologická konferencia. Zborník abstraktov. Slovenská arachnologická spoločnosť o. z., Katedra zoológie PriF UK, Bratislava, p. 29.
- STAŠIOV, S. – TUŤ, I.H., 2016. Nový nález sekáče obroubeného (Opiliones: Sclerosomatidae: Leiobuninae: *Leiobunum limbatum*) na Slovensku. Acta Carpathica Occidentalis, 7: 56-57.
- ŠILHAVÝ, V., 1956. Sekáči – Opilionidea. Fauna ČSR 7, Nakladatelství ČSAV, Praha, 274 pp.
- ŠILHAVÝ, V., 1971. Sekáči – Opilionidea. In: DANIEL, M. – ČERNÝ, V., (eds.), Klíč zvířeny ČSR IV. Academia, Praha, 33-49.
- VIŠŇOVSKÁ, Z. – BARLOG, M., 2009. Príspevok k poznaniu fauny pseudokrasovej jaskyne Pod Jankovcom 2 v Levočských vrchoch. Aragonit, 14 (1): 63-66.

INSEKTICÍDNA AKTIVITA SILÍC DVOCH DRUHOV RASTLÍN Z ČELADE LAMIACEAE

INSECTICIDAL ACTIVITY OF ESSENTIAL OILS OF TWO PLANT SPECIES OF FAMILY LAMIACEAE

Daniela GRULOVÁ¹ – Jana GAJKOVÁ² – Mária MAJHEROVÁ³

ABSTRACT

Genus *Lamiaceae* consists of many species. Essential oils (EOs) extracted from different plant parts of those species shows various biological activity. Their practical application could be used also in protecting Norway spruce forests, which have been damaged by subcortical insects. Dramatically damages of forests were observed after strong storms were many of the trees were fallen down. These trees were attacked by subcortical insects which also infected healthy Norway spruces. The object of our study was to test the insecticidal activity of selected essential oils (peppermint – *Mentha piperita* L. and basil – *Ocimum basilicum* L.) on subcortical insects, specifically on larch bark beetle (*Ips typographus*). In our work we analysed the insecticidal effects of different concentrations of particular EOs and we also compared the insecticidal effects between EOs. Based on the results and statistical analysis we found out, that the listed EOs show insecticidal activity in the following order: mint > basil, within all used concentrations (1, 5 and 10%). EOs as natural products seems to be promising in fighting with the dangerous insects. EO is also easy to prepare and are environmentally friendly.

KEYWORDS

essential oil, peppermint, basil, Norway spruce, *Ips typographus*

Úvod

Prírodné lesy boli v minulosti devastované neregulovanou ťažbou a pastvou. Týkalo sa to nielen Slovenska, ale takmer celej Európy (MINĐÁŠ et al., 2006). Takto oslabené lesy len málo odolávali náporu vetra a ďalším škodlivým činiteľom. Dnešné hospodárenie v lesoch sa realizuje v zmysle zákona NR SR č. 326/2005 Z. z. o lesoch. Realizuje sa zväčša vo viac alebo menej zmenených lesných spoločenstvách, v ktorých aj vďaka zmenám klimatických podmienok narastá počet kalamít (KUNCA & ZÚBRIK, 2006). Kalamitou nazývame rozsiahle poškodenie porastov alebo celých lesných komplexov jedným alebo niekoľkými škodlivými činiteľmi. Vyskytujú sa prípady, keď prvotná kalamita spôsobená jedným činiteľom, napr. vetrom, postupne prerastie do následnej kalamity spôsobenej ďalšími činiteľmi, napr. podkôrnym hmyzom, čím sa pôvodný rozsah dokáže niekoľkonásobne zväčšiť. Jedným z najzávažnejších, dlhotrvajúcim a zdanlivo

¹ Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17. Novembra č.1, SK – 081 16 Prešov, daniela.grulova@unipo.sk

² Katedra biológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17. Novembra č.1, SK – 081 16 Prešov, janulik242@gmail.com

³ Katedra fyziky, matematiky a techniky, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17. Novembra č.1, SK – 081 16 Prešov, maria.majherova@unipo.sk

neriešiteľným problémom je premnoženie podkôrníkov v lesnom spoločenstve takmer v celej Európe. Na prvých priečkach najviac poškodených drevín sa pravidelne objavuje smrek obyčajný, ktorý je ohrozovaný predovšetkým lykožrútom smrekovým. Malý, hnedý chrobák lykožrút smrekový (*Ips typographus* (Linnaeus, 1758)), s rozmermi približne 4,2 - 5,5 mm patrí dlhodobo k najvýznamnejším biologickým škodcom našich lesov. Jeho larvy sa živia lykom, ktoré sa nachádza medzi kôrou a drevom stromov. Populácia lykožrúta smrekového sa nadmerne rozšírila ako následok vetrových kalamít. Najväčšia vetrová kalamita (Alžbeta) sa odohrala v novembri roku 2004 na území Vysokých Tatier (KUNCA & ZÚBRIK, 2006). Smrekové porasty poškodené a oslabené touto udalosťou sa stali atraktívnym domovom pre mnohé druhy podkôrníkov, obzvlášť pre lykožrúta smrekového. Po roku 2004 pokračovali ďalšie vetrové kalamity, ktoré tak prispeli k udržaniu počtu týchto škodcov. Druhou najväčšou kalamitou bola vetrová kalamita Žofia v roku 2014, pri ktorej bolo poškodených 56% ihličnatej hmoty (GUBKA et al., 2014). Nespracovaná hmota po tejto kalamite spolu s nadmerným suchom v roku 2015 sa stali hlavnými faktormi extrémneho premnoženia lykožrúta smrekového. Pri premnožení podkôrneho hmyzu v krátkom čase dochádza k zvýšeniu jeho početnosti, čo predstavuje vážny hospodársky problém. K hlavným faktorom, ktoré prispeli k premnoženiu podkôrneho hmyzu patrí prebytok vhodnej potravy po veterných kalamitách, poškodenie smrekových porastov následkom oslabenia ich ekologických nárokov, ako je deficit vody či imisné zaťaženie. Aj snehové kalamity spôsobili rozšírenie škodlivých podkôrníkov. Podkôrny a drevokazný hmyz sa takto stáva hlavným dôvodom hynutia smrečín (HOLECOVÁ, 2012). Ochrana a preventívne opatrenia proti lykožrútovi sú rôznorodé. Okrem monitoringu sa odstraňujú vývraty, polomy či oslabené stromy, a to ešte pred zahájením rojenia. Pristupuje sa aj k biologickej ochrane lesa, pri ktorej sa využívajú organizmy žijace s lykožrútom smrekovým alebo umiestňovanie feromónových lapačov v blízkosti smrekov (KUČERA, 1951; ŠVESTKA et al., 1996; KUNCA et al., 2007; HOLECOVÁ, 2012). Vhodnou prevenciou je aj odkôrňovanie kmeňov alebo použitie insekticídov (NÁRODNÉ LESNÍCKE CENTRUM, 2015).

Ako ekologická alternatíva bioinsekticídov sa využívajú výťažky z rastlín. Rastlinné silice hrajú dôležitú úlohu v boji proti škodcom a boli použité ako alternatíva za mnohé syntetické pesticídy (LUCIA et al., 2009; KUMAR et al., 2009; YANKOVA et al., 2009). Silice sú považované za minimálne rizikové biopesticídy, ich toxicita pre cicavce je nízka a ich vplyv na životné prostredie je krátky (REGNAULT-ROGER et al., 2012). Vzhľadom k tomu, že rastlinné esenciálne oleje sa získavajú z bežne pestovaných rastlín, sú ľahko dostupné a nevyžadujú ďalšie čistenie, zvyšuje sa záujem o štúdium ich insekticídnych účinkov a ďalších vlastností.

Pre štúdium insekticídnych vlastností proti lykožrútovi smrekovom sme si vybrali silice z dvoch rastlinných druhov a to z mäty piepornej (*Mentha piperita* L.) a bazalky pravej (*Ocimum basilicum* L.). Podľa dostupných literárnych zdrojov neboli testované na druhu *Ips typographus*. Silica z mäty pieportnej bola testovaná na druhoch ako *Culex quinquefasciatus* (Say, 1823); *Aedes aegypti* (Linnaeus in Hasselquist, 1762); *Anopheles tessellatus* (Theobald, 1901); *Leptinotarsa decemlineata* (Say, 1824); *Musca domestica* (Linnaeus, 1758); *Sitophilus oryzae* (Linnaeus, 1763); *Corcyra cephalonica* (Stainton, 1866); *Haematopinus tuberculatus* (Burmeister, 1839); pričom výsledný efekt bol hodnotený ako toxický, larvicídny, ovicídny a repelentný (TOLOZA et al., 2006; Yi

et al., 2006; SAMARASEKERA et al., 2008; ASLAN et al., 2009; KHATER ET AL., 2009; KUMAR et al., 2009; ALLAHVAISI, 2010; KOLIOPOULOS et al., 2010; SERTKAYA et al., 2010; DERBALAH & AHMED, 2011; GOKTURK et al., 2011; WARIKOO et al., 2011; KHANI et al., 2012; KHANI & ASGHARI, 2012; KIM et al., 2012; KUMAR et al., 2012; MISHRA et al., 2012; MOREY & KHANDAGLE, 2012; GOVINDARAJAN et al., 2013; SAJFERTOVA et al., 2013). Silica z bazalky pravej bola testovaná na druhoch *Thrips palmi* (Karny, 1925); *Ceratitis capitata* (Wiedemann, 1824); *Bactrocera dorsalis* (Hendel, 1912); *Bactrocera cucurbitae* (Coquillett, 1849); *Anopheles stephensi* (Liston, 1901); *Lymantria dispar* (Linnaeus, 1758); *Trogoderma granarium* (Everts, 1898); *Sitophilus zeamais* (Motschulsky, 1855); *Culex quinquefasciatus* (Say, 1823) pričom aktivita silice bola popísaná ako insekticídna, protiožerová, larvicídna, ovicídna aj adulticídna (POPOVIĆ et al., 2006; VERMA PRASHANT et al., 2006; YI et al., 2006; NJAN-NLOGA et al., 2007; KOSTIĆ et al., 2008; YADAV et al., 2008; CHANG et al., 2009; MASSEBO et al., 2009; KERDCHOECHUEN et al., 2010; MADHU & VIJAYAN, 2010; OPARAOCHA et al., 2010; BORA & KHANIKOR., 2011; NENAAH & IBRAHIM, 2011; WARIKOO et al., 2011; NGUEMTCHOUIN et al., 2013; PANDEY et al., 2013). Cieľom tejto práce bolo otestovať insekticídnu aktivitu silíc dvoch druhov rastlín z čeľade *Lamiaceae* na hlavnom škodcovi smreku obyčajného.

MATERIÁL A METÓDY

Podkôrný hmyz

Jedince lykožrúta smrekového (*Ips typographus*) boli nazbierané z vopred pripravených polien smreka obyčajného. Kôru sme lúpali pomocou noža (Obr. č. 1 A, B). Živé lykožrúty sme vyberali pomocou entomologickej pinzety (Obr. č.1C), aby sa nepoškodili a zbierali sme ich do plastovej nádoby. Pre zachovanie vitality lykožrútov sme ich uskladnili v chladničke pri teplote 4°C. Nasledujúci deň sme založili pokus v laboratóriu.



Obrázok 1. A, B – odkôrňovanie polena smreka obyčajného pomocou noža; C – zber lykožrútov pomocou entomologickej pinzety (Zdroj: Jana Gajková)

Príprava esenciálnych olejov

Na pokusy sme si vybrali dva druhy silíc z rastlín z čeľade *Lamiaceae* (hluchavkovité): *Mentha piperita* (mäta pieporná) a *Ocimum basilicum* (bazalka pravá). Rastlinný materiál bol nazbieraný v štádiu kvitnutia na školskom pozemku PU. Následne bol vysušený na filtračnom papieri, v tieni, pri laboratórnej teplote. Takto pripravený rastlinný materiál bol použitý na extrakciu silice. Extrakcia prebiehala pomocou hydrodestilácie na zariadení pre stanovenie silíc. Hydrodestilácia prebiehala 2 hodiny. Takto pripravené silice boli uložené vo vialkách z hnedého skla v chladničke pri teplote 4°C do času, kým sa použili na ďalšie experimenty.

GC/MS analýza esenciálnych olejov

Pred samotným testovaním na ich potenciálnu insekticídnu aktivitu sme preskúmali ich zloženie pomocou GC-MS. Kvantitatívnu a kvalitatívnu analýzu jednotlivých komponentov EO sme vykonali pomocou plynového chromatografu Varian 450-GC, ktorý bol spojený s hmotnostným spektrometrom Varian 220-MS. Separácia jednotlivých komponentov bola dosiahnutá použitím kapilárnej kolóny FactorFourTM: VF 5ms (30 m x 0,25 mm vnútorný priemer, 0,25 µm hrúbka povrchu). Injektor sa zohrial na teplotu 220°. Riedenie bolo nasledovné 1 µl vstreknutého roztoku bol riedený v pomere 1:1000 n-hexánom. Hélium predstavovalo mobilnú fázu – nosný plyn v kolóne, ktorej prietoková rýchlosť dosahovala 1,2 ml/min. Teplotu kolóny sme naprogramovali nasledovne: Počiatočná teplota kolóny bola nastavená na 50°C počas prvých 10 min., potom začala teplota stúpať rýchlosťou 3°C/min. až dosiahla 100°C. Nasledovala izotermická fáza, ktorá trvala 5 min. a po nej stúpala teplota na 150°C v intervale 10°C/min. Celková analýza trvala spolu 46,67 min. Iónová pasca hmotnostného spektrometra bola vyhriata na 200°C, manifold na 50°C a prenosová línia dosahovala teplotu 270°C. Skenovanie hmotnostného spektra prebiehalo každú sekundu v rozsahu 40-650 m/z. Jednotlivé komponenty boli identifikované prostredníctvom porovnávania ich hmotnostného spektra s údajmi uloženými v softvérovej knižnici (NIST 02), ale aj porovnávaním retenčných indexov so štandardnými látkami. Hmotnostné spektrá jednotlivých komponentov boli porovnávané aj so spektrami z literatúry (JENNINGS & SHIBAMOTO, 1980; ADAMS, 2007).

Príprava riedení EO

Pokus bol realizovaný v laboratórnych podmienkach na katedre ekológie, Fakulte humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity v Prešove. Vyššie spomenuté silice sme nariesli do troch koncentrácií (1%, 5%, 10%). Na riedenie sme použili aj malé množstvo acetónu. Acetón je prchavé rozpúšťadlo, v ktorom sa silica dokonale rozpustí a je na rozdiel od čistej silice rozpustné vo vode. Aby sme vedeli štatisticky vyhodnotiť insekticídny účinok konkrétnej silice na lykožrúty, každú jednu pripravenú koncentráciu sme porovnávali s kontrolou. Ako kontrolnú vzorku sme použili vodu s acetónom bez prídania esenciálneho oleja.

Insekticídna aktivita

Filtračný papier sme vložili na dno Petriho misky (Obr. č. 2). Na filtračný papier sme naniesli 0,05ml roztoku silice. Následne sme do takto pripravenej Petriho misky vložili 10 lykožrútov, misku sme zakryli. Takto pripravený pokus sme pripravili pre

všetky koncentrácie olejov aj kontroly. Na každú koncentráciu (1%, 5%, 10%) a každú kontrolu sme použili desať Petriho misiek = 10 opakovaní.

Petriho misky sme držali v laboratórnych podmienkach pri laboratórnej teplote cca 20-22°C a relatívnej vlhkosti 60-70%. Petriho misky sme vložili do škatule a zatvorili, aby boli lykožrúty v tme. Takto sme simulovali podkôrne prostredie v ktorom sa prirodzene vyskytujú. Mortalitu lykožrútov sme vyhodnocovali vždy po 24 hodinách až dovtedy, kým všetky lykožrúty nevykazoval exitus. Mŕtvy lykožrút nejavil žiadne známky pohybu končatinami ani tykadlami, o čom sme sa presvedčili aj použitím lupy. Po uhynutí všetkých lykožrútov sme pokus ukončili.



Obrázok 2. Petriho misky s filtračným papierom a lykožrútmí pripravené pre experiment.

Štatistické spracovanie

Výsledky experimentu insekticídnej aktivity vybraných druhov EO boli štatisticky spracované. Softvér Statistika 12 bol použitý na štatistickú analýzu Kruskal-Wallisovho testu. Grafické znázornenie bolo vyhotovené v programe Excel.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

GC/MS analýza esenciálnych olejov

Kvantitatívna a kvalitatívna analýza silíc mäty piepornej a bazalky obyčajnej bola vykonaná pre porovnanie obsahových látok. Podrobné zloženie je v Tabuľke č. 1.

V mätovej silici (*Mentha piperita*) bolo identifikovaných spolu 13 zložiek. Za dominantné považujeme len dve, isomenthone (14,5%) a menthol, ktorý predstavoval 70,9% zo všetkých zložiek. Väčšina ostatných prítomných komponentov nedosahuje ani 1% z celkového zloženia silice.

V silici z bazalky obyčajnej (*Ocimum basilicum*) sme identifikovali 26 komponentov. V množstve nad 5% boli prítomné štyri komponenty - linalyl anthranilate (5,0%), α -bergamotene (8,0%), eugenol methyl ether (19,0%) a v najväčšom množstve sa nachádzal anethole (26,6%).

Tabuľka 1. Porovnanie zloženia silice mäty piepornej a bazalky obyčajnej.

RT	Komponent	<i>Mentha piperita</i>	<i>Ocimum basilicum</i>
10.942	α -pinene	0,4	0,9
14.405	β -pinene	0,5	2,4
16.890	(+)-4-carene		0,4
17.170	p-cymene		0,2
17.285	limonene	4,1	
17.757	eucalyptol		16,1
18.378	trans- β -ocimene		0,2
18.941	3-carene		0,7
19.333	γ -terpinene		0,4
21.107	terpinolene		0,4
21.822	linalyl anthranilate		5,0
22.862	cis- β -terpineol		0,2
24.386	($\pm$)-camphor		0,5
24.977	(+)-isomenthone	14,5	
26.380	(-)-menthol	70,9	
27.019	α -terpineol	0,2	0,6
27.234	anethole		26,6
30.628	piperitone	0,6	
32.510	bornyl acetate		1,7
33.135	menthyl acetate	3,5	
35.315	eugenol		3,3
36.197	β -elemene		1,0
36.586	eugenol methyl ether		19,0
36.924	β -caryophyllene	2,8	
37.405	γ -muurolene		0,5
37.825	α -caryophyllene		1,9
37.901	(Z)- β -farnesene	0,5	
38.960	(+)-ledene	0,5	
39.277	δ -guaiene		0,8
39.301	α -bergamotene		8,0
39.452	α -himachalene		0,4
39.473	γ -cadinene	0,1	2,1
39.778	(+)- δ -cadinene	0,2	0,8
41.234	β -cadinene		3,2
Suma identifikovaných komp.		98,6	97,3

Ako sme už uviedli, rôzne silice boli testované na ich repelentnú resp. insekticídnu aktivitu. Avšak okrem komplexu rôznych komponentov vedci testovali aj jednotlivé komponenty na rovnaké biologické účinky. Mentol ako dominantná zložka silice mäty piepornej sa používa na kontrolu roztočov (DELAFLANE,1992; ELLIS & DELAFLANE, 2007). Taktiež bola pozorovaná jeho toxická aktivita pri použití na *Culex quinquefasciatus*, *Aedes aegypti*, *Anopheles tessellatus* (SAMARASEKERA et al., 2008). Menthyl acetate pôsobil repelentne proti *Bhodnius prolixus* (SFARA et al., 2009). Viaceré štúdie popisujú aj pôsobenie limonénu ako toxický a larvicídny na mnohých hmyzích druhoch (FERRARINI et al., 2008; SANTOS et al., 2011; ROSSI et al., 2012). Rovnako aj dominantné zložky identifikované v silici bazalky pravej – eucalyptol a anethol vykazovali ako samostatne testované zložky toxickú a ovicídnu aktivitu (TOLOZA et al., 2008; SFARA et al., 2009; TARELLI et al., 2009).

Niekoľko štúdií uvádza, že monoterpény zvyšujú mortalitu hmyzu inhibovaním enzýmu acetylcholinesterázy (HOUGHTON et al., 2006). V mnohých prípadoch je možné využiť tieto vlastnosti monoterpénov ako repelentov proti škodcom poľnohospodárskych plodín (SCHULTZ et al., 2006). Avšak stále nie je jasné, či za biologickú aktivitu silíc zodpovedajú výlučne dominantné komponenty, alebo ide o synergický efekt všetkých prítomných komponentov v konkrétnej silici (RODILLA et al., 2008; BAILÉN et al., 2013).

Insekticídny účinok silice extrahovanej z *Mentha piperita*

Experiment s použitím silice mäty trval 9 dní. Pri experimente sme použili tri koncentrácie roztoku silice (1%, 5% a 10%). Pri každej koncentrácii aj kontrolnej vzorke bolo použitých 10 Petriho misiek, do ktorých sme vkladali 10 lykožrútov. Tabuľka č. 2 a Obrázok č. 3 porovnáva vplyv silice na prežívanie lykožrútov po použití jednotlivých koncentrácií.

Tabuľka 2. Porovnanie účinku rôznych koncentrácií silice mäty piepornej.

vzorka	0. deň	1. deň	3. deň	6. deň	7. deň	8. deň	9. deň
Mäta 1%	10	9,3 ± 0,6	7,0 ± 1,8	1,9 ± 0,9	0,9 ± 0,5	0,4 ± 0,5	0,0 ± 0,0
Mäta 5%	10	8,7 ± 0,6	5,5 ± 1,6	0,4 ± 0,7	0,3 ± 0,6	0,2 ± 0,4	0,0 ± 0,0
Mäta 10%	10	5,9 ± 1,1	0,7 ± 1,6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
kontrola	10	9,4 ± 0,5	7,2 ± 0,7	2,3 ± 1,3	1,1 ± 0,7	0,6 ± 0,7	0,1 ± 0,3

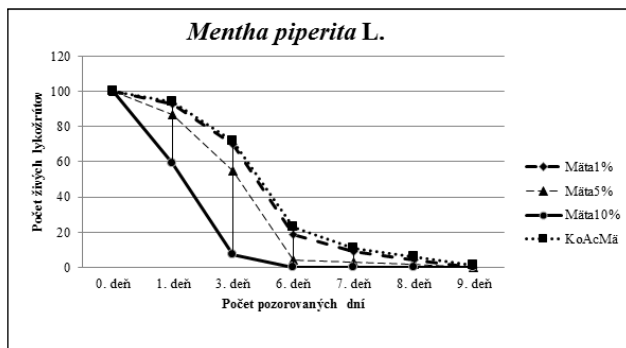
*Mäta 1, 5 a 10 % predstavujú riedené silice mäty; číselné hodnoty predstavujú priemerný počet prežívajúcich lykožrútov z desiatich opakovaní ± štandardnú odchýlku (SD);

Po 24 hodinách od založenia experimentu pri pôsobení Mäta 1% a Mäta 5% bol zaznamenaný pokles živých lykožrútov o 7 a 13%. Pri Mäta 10% bol pokles výraznejší, až 41%. U kontrolných vzoriek bol tento pokles o 6%. Na základe štatistickej analýzy sa po 24h výrazne odlišovala vzorka silice Mäta10%. Signifikantný rozdiel bol zaznamenaný voči vzorke Mäta1% a voči kontrole (Obrázok č. 4).

Po treťom dni pri pôsobení silice Mäta 1% bol zaznamenaný pokles o 24,7% v porovnaní s hodnotením po 24 hodinách. Pri pôsobení Mäta 5% bol pokles o 36,7%. Pri pôsobení Mäta 10% bol pokles lykožrútov výraznejší (o 88,13%). U kontrolných vzoriek bol zaznamenaný pokles o 23%. Podľa štatistického vyhodnotenia sa signifikantne odlišovala znova vzorka Mäta 10%. Výrazný rozdiel bol voči vzorke Mäta 1% a kontrole. Signifikantný rozdiel nebol zaznamenaný pri porovnaní so vzorkou Mäta 5%.

Po šiestom dni od založenia experimentu sme zaznamenali najvýraznejšie poklesy v počte živých lykožrútov. Pri pôsobení Mäta 1% bol pokles o 72,85%. Pri koncentrácii Mäta 5% predstavuje pokles až o 92,72%. Pri koncentrácii Mäta10% EO na šiesty deň sme nezaznamenali už ani jedného živého lykožrúta. Aj pri kontrolných vzorkách bol v porovnaní s predchádzajúcimi dňami výraznejší pokles v počte živých lykožrútov, v priemere o 75%.

Po deviatom dni od založenia experimentu zostali nažive len lykožrúty v kontrolných vzorkách, no iba v počte 1 - 2 jedincov. Pre použitú koncentráciu Mäta10% sa experiment skončil na šiesty deň, kedy nezostal na žive ani jeden lykožrút, pre koncentrácie Mäta 1% a Mäta 5% až na deviaty deň od založenia experimentu.



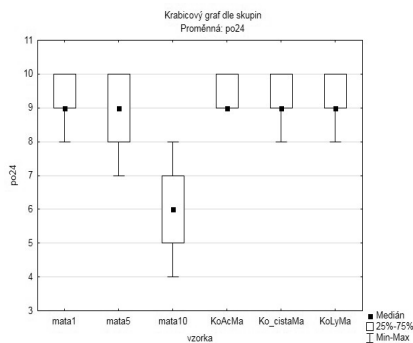
Obrázok 3. Grafické znázornenie účinnosti jednotlivých koncentrácií mätovej silice v porovnaní s kontrolou (KoAcMä).

Môžeme teda skonštatovať, že so zvyšujúcou sa koncentráciou silice mäty piepornej sme zaznamenali výraznejší pokles množstva prežívajúcich jedincov. Toto tvrdenie je v súlade s výsledkami ERLER et al. (2006), ktorí uvádzajú, že účinok mätovej silice sa zvyšuje so zvýšením jej koncentrácie od 5 μ l (40% repelentný účinok) až po 10 μ l (77% repelentný účinok). KUMAR et al. (2011) zistili výraznú, až 86% repelentnú aktivitu mätovej silice aj proti muche domácej (*Musca domestica*) pri koncentrácii 86 μ g/cm².

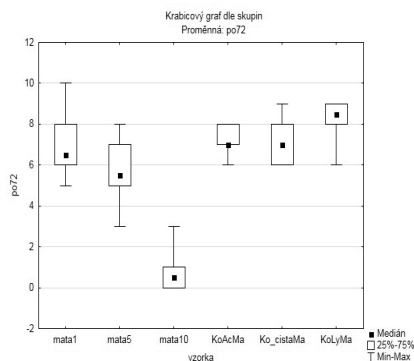
Štúdie CHOI et al. (2004) taktiež potvrdzujú, že mäťový olej vykazuje vysokú úmrtnosť rôznych druhov roztočov, hlavne druhu roztočec chmeľový (*Tetranychus urticae*), kde bola zaznamenaná 90% úmrtnosť pri koncentrácii 14x10³ μ l/ml. Tieto účinky boli zaznamenané počas 6 dní od založenia pokusov. Okrem týchto výsledkov boli publikované štúdie s pozitívnym účinkom proti mnohým druhom komárov, ako je *Anopheles annularis* (100%), *Anopheles culicifacies* (92%) a *Culex quinquefasciatus* (84%) (ANSARI et al., 2000) resp. proti komárovi druhu *Culex pipiens* kde sa prejavil adulticídny účinok silice mäty piepornej s koncentráciou 3,2% do 24 hodín od začiatku experimentu a pozorovaná bola 97% úmrtnosť (YANG et al., 2005)

Insekticídny účinok mätovej silice bol v predchádzajúcich štúdiách testovaný proti rôznym druhom hmyzích škodcov. Popísaný bol repelentný aj adulticídny účinok. Väčšina štúdií zameraných na insekticídnu aktivitu silice z mäty piepornej sa však sústreďuje na škodcov patriacich do radov *Coleoptera* (chrobáky) a *Diptera* (dvojkrídlowce) (PLIMRNER, 1982, LEE et al., 2001).

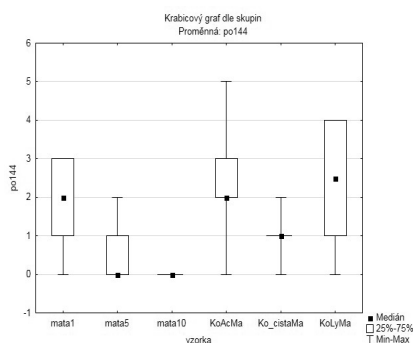
INSEKTICÍDNA AKTIVITA SILÍC DVOCH DRUHOV RASTLÍN Z ČELADE LAMIACEAE



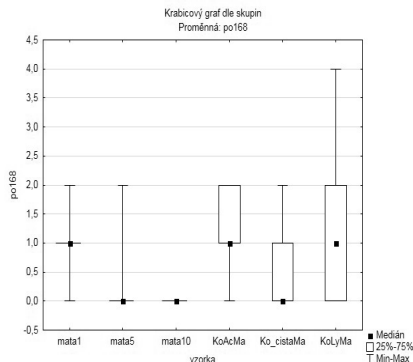
A) po 24 hodinách (1 dni)



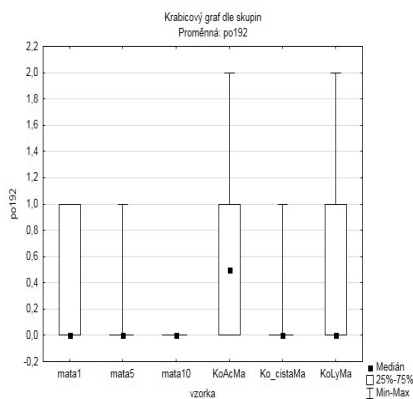
B) po 72 hodinách (3 dňoch)



C) po 144 hodinách (6 dňoch)



D) po 168 hodinách (7 dňoch)



E) po 192 hodinách (9 dňoch)

Obrázok 4. Výsledok štatistickej analýzy podľa Kruskal – Wallisowho testu vplyvu mätovej silice na lykožrúty.

*Os x – vzorka silice pôsobiaca na lykožrúty(mata 1= Mäta 1%, mata 5=Mäta 5%, mäta 10= Mäta 10%, KoAcMa – kontrola); os y – počet lykožrútov v Petriho miske; grafy znázorňujú • medián; □ rozsah 25-75%; T max. hodnotu; T min hodnotu.

Insekticídny účinok silice extrahovanej z *Ocimum basilicum*

Experiment s použitím silice extrahovanej z bazalky trval 9 dní. Pri experimente boli použité tri koncentrácie podobne ako u mäty piepornej (1%, 5% a 10%). Pri každej koncentrácii aj kontrolnej vzorke bolo použitých 10 Petriho misiek, do ktorých sme vkladali 10 lykožrútov. Tabuľka č. 3 a Obrázok č. 5 znázorňujú vplyv silice z bazalky pravej na prežívanie lykožrútov.

Tabuľka č. 3 Porovnanie účinku rôznych koncentrácií silice bazalky pravej.

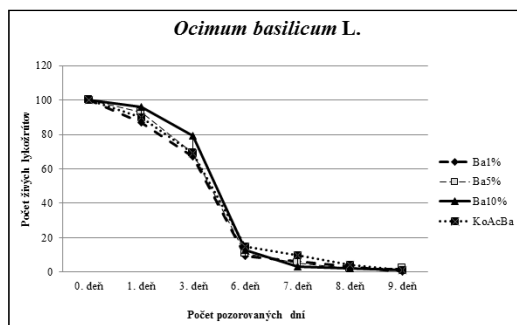
vzorka	0. deň	1. deň	3. deň	6. deň	7. deň	8. deň	9. deň
Ba 1%	10	8,7 ± 1,0	6,7 ± 0,9	0,9 ± 1,0	0,6 ± 0,7	0,3 ± 0,6	0,0 ± 0,0
Ba 5%	10	9,3 ± 0,8	6,9 ± 1,1	1,1 ± 0,8	0,5 ± 0,7	0,2 ± 0,4	0,2 ± 0,4
Ba 10%	10	9,6 ± 0,5	7,9 ± 0,8	1,3 ± 1,3	0,3 ± 0,5	0,2 ± 0,4	0,1 ± 0,3
kontrola	10	9,0 ± 1,2	6,9 ± 1,0	1,5 ± 1,0	1,0 ± 0,6	0,4 ± 0,5	0,1 ± 0,3

*Ba 1, 5 a 10 % predstavujú riedené silice mäty; číselné hodnoty predstavujú priemerný počet prežívajúcich lykožrútov z desiatich opakovaní ± štandardnú odchýlku (SD).

Po 24 hodinách od založenia experimentu bol zaznamenaný pokles živých lykožrútov pri pôsobení riedených silíc Ba 1% a Ba 5% o 13 a 7%. Pri použitej koncentrácii Ba 10% bol pokles nižší – iba 4%. U kontrolnej vzorky bol tento pokles o 10%.

Po treťom dni pri pôsobení Ba 1% bol zaznamenaný pokles o 23%. Pri pôsobení Ba 5% bol pokles o 25,8%. Pri pôsobení Ba 10% bol pokles živých jedincov trochu nižší (17,7%) pri porovnaní so vzorkami s nižšou koncentráciou. U kontrolnej vzoriek bol zaznamenaný rozdiel o 23,3%.

Po šiestom dni od založenia experimentu sme zaznamenali výrazný pokles v počte živých lykožrútov. Pri pôsobení Ba 1% bol zaznamenaný pokles o 86,56% pri porovnaní s hodnotením v 3. dni. Pri použitej koncentrácii Ba 5% bol pokles o 84,1% a pri koncentrácii Ba 10% EO bol zaznamenaný pokles 83,54%. U kontroly sme zaznamenali pokles počtu lykožrútov v priemere o 78,2%.



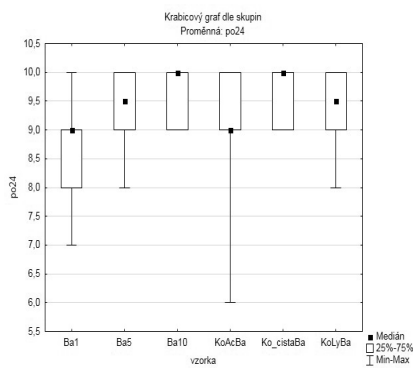
Obrázok 5. Grafické znázornenie účinnosti jednotlivých koncentrácií bazalkovej silice v porovnaní s kontrolou (KoAcBa).

Po deviatom dni pri pôsobení Ba 1% nezostal nažive ani jeden lykožrút. Pri pôsobení Ba 5 a 10% bol zaznamenaný pokles živých lykožrútov o 81,8 a 92,3%. U kontrolnej vzorky bol pokles o 75% v porovnaní s predchádzajúcim dňom.

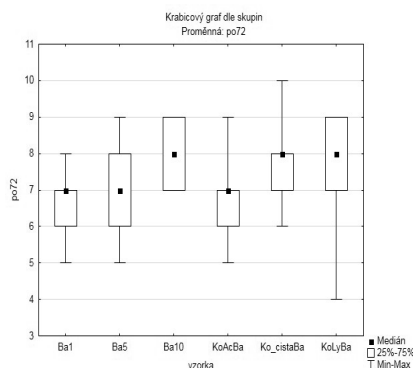
Nakoľko sa počet lykožrútov pri koncentráciách 1%, 5% a 10% znižoval takmer rovnako ako pri kontrolných vzorkách, môžeme skonštatovať, že ani v jednom prípade sa nám na základe štatistickej analýzy nepotvrdil signifikantný vplyv silice bazalky na znižovanie počtu živých lykožrútov (Obrázok č. 6).

Silica extrahovaná y z bazalky pravej bola testovaná na insekticídnu aktivitu v iných štúdiách. Insekticídne účinky boli testované na tri rôzne druhy ovocných mušiek z čelade *Tephritidae* (vrtivkovité), a to *Ceratitis capitata* (vrtivka ovocná), *Bactrocera dorsalis* a *Bactrocera cucurbitae*. Insekticídna aktivita všetkých testovaných zložiek je založená na vzťahu dávka – odpoveď. Úmrtnosť týchto ovocných mušiek sa prejavila po 8 – 38 minútach od pôsobenia 10% bazalkovej silice. Najrýchlejší účinok bol zaznamenaný na druhu *Ceratitis capitata* (CHANG et al., 2009).

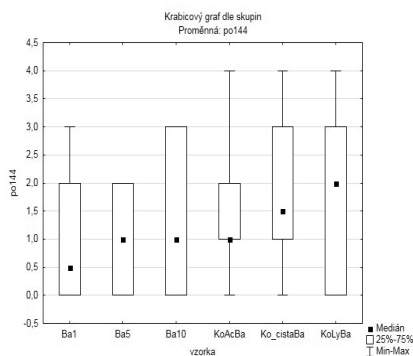
Aj keď množstvo iných štúdií potvrdilo insekticídnu, ovicídnu, toxickú či protipožerovú aktivitu bazalkovej silice proti mnohým druhom hmyzu (POPOVIĆ et al., 2006; VERMA PRASHANT et al., 2006; YI et al., 2006; NJAN-NLOGA et al., 2007; KOSTIĆ et al., 2008; YADAV et al., 2008; CHANG et al., 2009; MASSEBO et al., 2009; KERDCHOECHUEN et al., 2010; MADHU & VIJAYAN, 2010; OPARAOCHA et al., 2010; BORA & KHANIKOR, 2011; NENAAH & IBRAHIM, 2011; WARIKOO et al., 2011; NGUEMTCHOUIN et al., 2013; PANDEY et al., 2013), na základe nášho experimentu nemôžeme prisúdiť silici z bazalky žiadne insekticídne účinky proti lykožrútom.



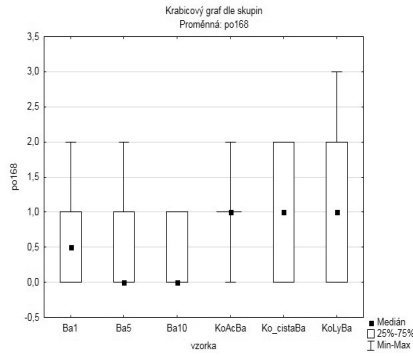
A) 24 hodinách (1 dni)



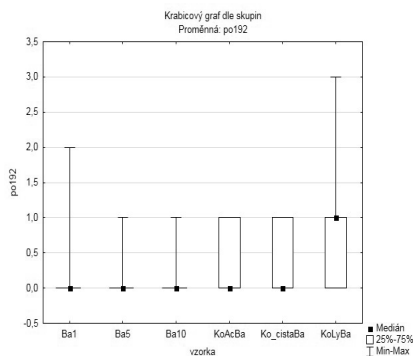
B) po 72 hodinách (3 dňoch)



C) po 144 hodinách (6 dňoch)



D) po 168 hodinách (7 dňoch)



E) po 192 hodinách (8 dňoch)

Obrázok 6. Výsledok štatistickej analýzy podľa Kruskal – Wallisowho testu vplyvu bazalkovej silice na lykožrúty.

*Os x – vzorka silice pôsobiaca na lykožrúty (Ba 1 – Ba10 = Ba 1%, Ba 5% a Ba10%, KoAcBa – kontrola); os y – počet lykožrútov v Petriho miske; grafy znázorňujú ■ medián; □ rozsah 25-75%; T max. hodnotu; T min hodnotu.

ZÁVER

Zahraničné štúdie potvrdzujú, že určité silice vykazujú signifikantný insekticídny účinok proti rôznym druhom ovocných mušiek, druhom hmyzu poškodzujúcim obilie či proti rôznym druhom komárov v jednotlivých vývojových štádiách.

Na základe nami zadaného cieľa môžeme skonštatovať, že biologická aktivita voči lykožrútovi smrekovom bola potvrdená len v niektorých prípadoch použitých silíc. Napriek tomu, že zahraničné štúdie potvrdzujú insekticídny účinok silice z bazalky voči ovocným muškám, náš experiment nepotvrdil insekticídny účinok tejto silice proti lykožrútovi smrekovom. Výraznejší insekticídny účinok sme zaznamenali pri použití silice z mäty, kde v niekoľkých prípadoch sa nám štatisticky potvrdil jej biologický účinok. Viaceré štúdie skúmajú insekticídne účinky silíc voči rôznym druhom hmyzu. No len málo z nich sa zaoberá skúmaním insekticídnych účinkov EO voči lykožrútovi smrekovom, preto je potrebné ešte mnoho ďalších výskumov, ktoré by mohli objasniť túto problematiku. Výsledky získané v tejto práci poukazujú na možnosť použiť rastlinný produkt pri ochrane proti lykožrútovi smrekovom.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok vznikol vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a inovácie, pre projekt: Univerzitný vedecký park TECHNICOM pre inovačné aplikácie s podporou znalostných technológií – II. fáza, kód projektu: 313011D232, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

LITERATÚRA

- ADAMS, R. P., 2007. Identification of Essential Oils Components by Gass Chromatography/ Mass Spectrometry. Allured Publishing Corporation, Carol Stream, IL., pp. 804.
- ALLAHVAISI, S., 2010. Reducing Insects Contaminations Through Stored Foodstuffs by use of Packaging and Repellency Essential Oils. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici. Cluj-Napoca*. 38: 21–24.
- ANSARI, M. A. – VASUDEVAN, P. – MAMTA, T. – RAZDAN, K., 2000. Larvicidal and mosquito repellent action of peppermint (*Mentha piperita*) oil. *Bioresource Technol.* 71: 267–271.
- ASLAN, I. – TELCI, I. – ÇALMASUR, Ö. – ÇAM, H., 2009. Toxicity of Essential oil Vapours Obtained from Several Plants Species Against the Granary Weevil, *Sitophilus granarius* (L.). *Fresenius Environ. Bull.* 18: 1717–1722.
- BAILÉN, M. – JULIO, L. F. – DÍAZ, C. E. – SANZ, J. – MARTÍNEZ-DÍAZ, R. A. – CABRERA, R. – BURILLO, J. – GONZÁLEZ-COLOMA, A., 2013. Chemical Composition and Biological Effects of Essential Oils from *Artemisia absinthium* L. Cultivated Under Different Environmental Conditions. *Ind. Crop Prod.* 43: 587–595.
- BORA, D. – KHANIKOR, B., 2011. Selective Toxicity of *Ageratum Conyzoides* and *Ocimum sanctum* Against *Exorista sorbillans* (Diptera:Tachinidae) and *Antheraea ussama* (Lepidoptera:Saturniidae). *Natl. Acad. Sci. Lett.*, 34: 9–14.
- DELAFLANE, K. S., 1992. Controlling Tracheal Mites (Acari: Tarsonemidae) in Colonies of Honey Bees (Hymenoptera: Apidae) with Vegetable oil and Menthol. *J. Econ. Entomol.* 85: 2118–2124.
- DERBALAH, A. – AHMED, S., 2011. Oil and Powder of Spearmint as an Alternative to *Sitophilus oryzae* Chemical Control of Wheat Grains. *J. Plant Prot. Res.* 51: 145–150.
- ELLIS, J. D. – DELAFLANE, K. S., 2007. The Effects of Three Acaricides on the Developmental Biology of Small Hive Beetles (*Aethina tumida*). *J. Apicult. Res.* 46: 256–259.
- ERLER, F. – ULUG, I. – YALCINKAYA, B., 2006. Repellent activity of five essential oils against *Culex pipiens*. *Fitoterapia* 77: 491–494.
- FERRARINI, S. R. – DUARTE, M. O. – DA ROSA, R. G. – ROLIM, V. – EIFLER-LIMA, V. L. – VON POSER, G. – RIBEIRO, V. L. S., 2008. Acaricidal Activity of Limonene, Limonene Oxide and b-Amino Alcohol Derivatives on *Rhipicephalus (Boophilus) microplus*. *Vet. Parasito.* 157: 149 – 153.
- GOKTURK, T. – KORDALI, S. – CALMASUR, O. – TOZLU, G., 2011. Insecticidal Effects of Essential Plant Oils Against Larvae of Great Spruce Bark Beetle, *Dendroctonus micans* (Kugelann) (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Fresenius Environ. Bull.* 20: 2365–2370.
- GUBKA A. – KUNCA A. – LONGAUEROVÁ V. – MAJOVÁ M. – VAKULA J. – GALKO J. – NIKOLOV Ch. – RELL S. – ZÚBRIK M. – R. LEONTOVÝČ, 2014. Vetrová kalamita Žofia z 15.5.2014. Usmernenie Lesníckej ochrannárskej služby Banská Štiavnica č. 8/2014, Národné lesnícke centrum Zvolen, Lesnícka ochrannárska služba, Banská Štiavnica, 2014.
- HOLECOVÁ, M., 2012. *Úvod do lesníckej entomológie*. Bratislava: AQ-BIOS, spol.s.r.o. ISBN 978-80-971020-1-2.
- HOUGHTON, P. J. – REN, Y. – HOWES, M. J., 2006. Acetylcholinesterase Inhibitors from Plants and Fungi. *Nat. Prod. Rep.* 23: 181–199.
- CHANG, C. L. – CHO I. K. – LI Q. X., 2009. Insecticidal Activity of Basil oil, Trans-Anethole, Estragole, and Linalool to Adult Fruit Flies of *Ceratitis capitata*, *Bactrocera dorsalis* and *Bactrocera cucurbitae*. *J. Econ. Entomol.* 102: 203–209.
- CHOI, W. I. – LEE, S. G. – PARK, H. M. – AHN, J., 2004. Toxicity of plant essential oils to *Tetranychus urticae* (Acari: Tetranychidae) and *Phytoseiulus persimilis* (Acari: Phytoseiidae). *J. Econ. Entomol.* 97: 553–558.
- JENNINGS, W. – SHIBAMOTO, T., 1980. Qualitative Analysis of Flavor and Fragrance Volatiles by Glass Capillary Gas Chromatography. Academic Press, New York. Pp 467.

- KERDCHOECHUEN, O. – LAOHAKUNJIT, N. – SINGKORNARD, S. – MATTA, F. B., 2010. Essential Oils from six Herbal Plants for Biocontrol of the Maize Weevil. *HortScience*. 45: 592–598.
- KHANI, A. – ASGHARI, J., 2012. Insecticide Activity of Essential Oils of *Mentha longifolia*, *Pulicaria gnaphalodes* and *Achillea wilhelmsii* Against two Stored Product Pests, the Flour Beetle, *Tribolium castaneum* and the Cowpea Weevil, *Callosobruchus maculatus*. *J. Insect Sci.* 2: 55–57.
- KHANI, M. – MUHAMAD AWANG, R. – OMAR, D., 2012. Insecticidal Effects of Peppermint and Black Pepper Essential Oils Against Rice Weevil, *Sitophilus oryzae* L. and Rice Moth, *Corcyra cephalonica* (St.). *J. Med. Plants*. 11: 97–110.
- KHATER, H. F. – RAMADAN, M. Y. – EL-MADAWY, R. S., 2009. Larvicidal, Ovicidal and Repellent Efficacy of Some Essential Oils Against Lice and Flies Infesting Water Buffaloes in Egypt. *Vet. Parasitol.* 164: 257–266.
- KIM, G.S. – LEE, S.E. – NOH, H.J. – KWON, H. – LEE, S.W. – KIM, S.Y. – KIM, Y.B., 2012. Effects of Natural Bioactive Products on the Growth and Contents of *Panax ginseng* Cultured in an Aeroponic System. *J. Ginseng Res.* 36: 430–441.
- KOLIOPOULOS, G. – PITAROKILI, D. – KIOULOS, E. – MICHAELAKIS, A. – TZAKOU, O., 2010. Chemical Composition and Larvicidal Evaluation of *Mentha*, *Salvia*, and *Melissa* Essential Oils Against the West Nile Virus Mosquito *Culex pipiens*. *Parasitol. Res.* 107: 327–335.
- KOSTIĆ, M. – POPOVIĆ, Z. – BRKIĆ, D. – MILANOVIĆ, S. – SIVČEV, I. – STANKOVIĆ, S., 2008. Larvicidal and Antifeedant Activity of Some Plant-Derived Compounds to *Lymantria dispar* L. (Lepidoptera: Limntriidae). *Bioresource Technol.* 99: 7897–7901.
- KUČERA, V., 1951. *Insekticidy v boji proti kůrovcům*. Československý les, 31: 75–77
- KUMAR, A. – SHUKLA, R. – SINGH, P. – SINGH, A. K. – DUBEY, N. K., 2009. Use of Essential Oil from *Mentha arvensis* L. To Control Storage Moulds and Insects in Stored Chickpea. *J. Sci. Food Agric.* 89: 2643–2649.
- KUMAR, P. – MISHRA, S. – MALIK, A. – SATYA, S., 2011. Repellency, larvicidal and pupicidal activity of essential oils and their formulation against house fly (*Musca domestica* L.). *Med. Vet. Entomol.* 25(3): 302–310.
- KUMAR, P. – MISHRA, S. –MALIK, A. – SATYA, S., 2012. Efficacy of *Mentha piperita* and *Mentha citrata* Essential Oils Against Housefly, *Musca domestica* L. *Ind. Crop Prod.* 2012, 39,106–112.
- KUNCA A. – ZÚBRIK M., 2006. Vetrová kalamita z 19. Novembra 2004. Národné lesnícke centrum, lesnícky výskumný ústav Zvolen, stredisko lesníckej ochrannárskej služby Banská Štiavnica. Vydalo Národné lesnícke centrum vo Zvolene, 2006. ISBN 80 - 8093 - 006 - 6
- KUNCA, A. – ZÚBRIK, M. – NOVOTNÝ, 2007. Škodlivé činitele lesných drevín a ochrana pred nimi. Zvolen: Národné lesnícke centrum vo Zvolene. ISBN 978-80-8093-048-6.
- LEE, S. E. – LEE B. H. – CHOI, W. S. – PARK, B. S. – KIM, J. G. – CAMPBELL, B. C., 2001. Fumigant toxicity of volatile natural products from Korean spices and medicinal plants towards the rice weevil *Sitophilus oryzae* (L.). *Pest Manag. Sci.* 57: 548–553.
- LUCIA, A. – LICASTRO, S. – ZERBA, E. – AUDINO P. G. – MASUH, H., 2009. Sensitivity of *Aedes aegypti* Adults (Diptera: Culicidae) to the Vapors of Eucalyptus Essential Oils. *Bioresource Technol.* 100: 6083–6087.
- MADHU, S. K. – VIJAYAN, V. A., 2010. Evaluation of the Larvicidal Efficacy of Extracts from Three Plants and Their Synergistic Action with Propoxur Against Larvae of the Filariar Vector *Culex quinquefasciatus* (Say). *Toxicol. Environ. Chem.* 92: 115–126.
- MASSEBO, F. – TADESSE, M. – BEKELE, T. – BALKIEW, M. – GEBRE-MICHAEL, T., 2009. Evaluation on Larvicidal Effects of Essential Oils of Some Local Plants Against *Anopheles arabiensis* Patton and *Aedes aegypti* Linnaeus (Diptera, Culicidae) in Ethiopia. *Afr. J. Biotechnol.* 8: 4183–4188.
- MINDÁŠ, J. – KONÔPKA J. – NOVOTNÝ J. – JENDEK S., 2006. Lesy Slovenska. Zvolen: NLC. ISBN 80-8093-001-5.

- MISHRA, B. B. – TRIPATHI, S. P. – TRIPATHI, C. P. M., 2012. Response of *Tribolium castaneum* (Coleoptera: Tenebrionidae) and *Sitophilus oryzae* (Coleoptera: Curculionidae) to Potential Insecticide Derived from Essential oil of *Mentha arvensis* Leaves. Biol. Agric. Hortic. 28: 34–40.
- MOREY, R. A. – KHANDAGLE, A. J., 2012. Bioefficacy of Essential Oils of Medicinal Plants Against Housefly, *Musca domestica* L. Parasitol. Res. 111: 1799–1805.
- NÁRODNÉ LESNÍCKE CENTRUM, 2015. *Lykožrút smrekový* [online]. [cit. 2017-03-30]. Dostupné z: <http://www.forestportal.sk/lesne-hospodarstvo/ochrana-lesa/bioticke-skodlive-cinitele/Stranky/lykoz-rut-smrekovy.aspx>
- NENAAH, G. E. – IBRAHIM, S. I. A., 2011. Chemical Composition and the Insecticidal Activity of Certain Plants Applied as Powders and Essential Oils Against two Stored-Products Coleopteran Beetles. J. Pest Sci. 84: 393–402.
- NGUEMTCHOVIN, M. G. M. – NGASSOUM, M. B. – CHALIER, P. – KAMGA, R. – NGAMO, L. S. T. – CRETIN, M., 2013. *Ocimum gratissimum* Essential Oil and Modified Montmorillonite Clay, a Means of Controlling Insect Pests in Stored Products. J. Stored Prod. Res. 52: 57–62.
- NJAN-NLOGA, A. M. – SAOTOING, P. – TCHOUANKEU, J. C. – MESSI, J., 2007. Effect of Essential Oils of six Local Plants Used Insecticide on Adults of *Anopheles gambiae* Giles 1902. J. Entomol. 4: 444–450.
- OPARAOCHA, E. T. – IWU, I. – AHANAKU, J. E., 2010. Preliminary Study on Mosquito Repellent and Mosquitocidal Activities of *Ocimum gratissimum* (L.) Grown in Eastern Nigeria. J. Vector Dis. 47: 45–50.
- PANDEY, A. K. – SINGH, P. – PALNI, U. T. – TRIPATHI, N. N., 2013. Bioefficacy of Plant Essential Oils Against Pulse Beetles *Callosobruchus* spp. (Coleoptera: Bruchidae) in Pigeon pea Seeds with Particular Reference to *Clausena pentaphylla* (Roxb.) DC. Archives of Phytopathology and Plant Protection 2013. <http://dx.doi.org/10.1080/03235408.2013.768410>.
- PLIMRNER, J. R., 1982. Pesticides for stored products. In: Mastumura, F. – Krishma Murti, C.R. (Eds.), Biodegradation of Pesticides Plenum Press, New York. pp. 239–255.
- POPOVIĆ, Z. – KOSTIĆ, M. –; POPOVIĆ, S. – SKORIĆ, S., 2006. Bioactivities of Essential Oils from Basil and Sage to *Sitophilus oryzae* L. Biotech. Biotec. Equip. 20: 36–40. RAJENDRAN, S. – SRIRANJINI, V., 2008. Plant Products as Fumigants for Stored-Product Insect Control. J. Prod. Res. 44: 126–135.
- REGNAULT-ROGER, K. – VINCENT, C. – ARNASON, J. Y. 2012. Essential Oils in Insect Control: Low-Risk Products in a High-Stakes World. Annu. Rev. Entomol. 57: 405–424.
- RODILLA, J. M. – TINOCO, M. T.; – MORAIS, J. C. – GIMENEZ, C. – CABRERA, R. – MARTÍN-BENITO, D. – CASTILLO, L. – GONZÁLEZ-COLOMA, A., 2008. *Laurus novocanariensis* Essential Oil: Seasonal Variation and Valorization. Biochem. Syst. Ecol. 36: 167–176.
- ROSSI, Y. E. – CANAVOSO, L. – PALACIOS, S. M., 2012. Molecular Response of *Musca domestica* L. To *Mintostachys verticillata* Essential oil, (4R)(t) Pulegone and Menthone. Fitoterapia. 83: 336–342.
- SAJFRTOVA, M. – SOVOVA, H. – KARBAN, J. – ROCHOVA, K. – PAVELA, R. – BARNET, M., 2013. Effect of Separation Method on Chemical Composition and Insecticidal Activity of *Lamiaceae* Isolates. Ind. Crop Prod. 47: 69–77.
- SAMARASEKERA, R. – WEERASINGHE, I. S. – HEMALAL, K. D. P., 2008. Insecticidal Activity of Menthol Derivatives Against Mosquitoes. Pest Manag. Sci. 64: 290–295.
- SANTOS, S. R. L. – MELO, M. A. – CARDOSO, A. V. – SANTOS, R. L. C. – DE SOUSA, D. P. – CAVALCANTI, S. C. H., 2011. Structure-Activity Relationships of Larvicidal Monoterpenes and Derivatives Against *Aedes aegypti* Linn. Chemosphere. 84: 150–153.
- SERTKAYA, E. – KAYA, K. – SOYLU, S., 2010. Acaricidal Activities of the Essential Oils from Several Medicinal Plants Against the Carmine Spider Mite (*Tetranychus cinnabarinus* Bois.) (Acarina: Tetranychidae). Ind. Crop Prod. 31: 107–112.
- SFARA, V. – ZERBA, E. N. – ALZOGARAY, R. A., 2009. Fumigant Insecticidal Activity and Repellent Effect of Five Essential Oils and Seven Monoterpenes on First-Instar Nymphs of *Rhodnius prolixus*. J. Med. Entomol. 46: 511–515.

- SCHULTZ, G. – PETERSON, C. – COATS, J., 2006. Natural Insect Repellents: Activity Against Mosquitoes and Cockroaches. ACS Symp. Ser. 927: 168–181.
- ŠVESTKA, M. – HOCHMUT, R. – JANČAŘÍK, V., 1996. Praktické metody v ochraně lesa. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce. ISBN 80-902033-1-0.
- TARELLI, G. – ZERBA, E. N. – ALZOGARAY, R. A., 2009. Toxicity to Vapor Exposure and Topical Application of Essential Oils and Monoterpenes on *Musca domestica* (Diptera: Muscidae). J. Econ. Entomol. 102: 1383–1388.
- TOLOZA, A. C. – VASSENA, C. – PICOLLO, M. I., 2008. Ovicidal and Adulticidal Effects of Monoterpenoids Against Permethrin-Resistant Human Head Lice, *Pediculus humanus capitis*. Med.Vet. Entomol. 22: 335–339.
- TOLOZA, A. C. – ZYGADLO, J. – MOUGABURE-CUETO, G. – BIURRUN, F. – ZERBA, E. – PICOLLO, M. I., 2006. Fumigant and Repellent Properties of Essential Oils and Component Compounds Against Permethrin-Resistant *Pediculus humanus capitis* (Anoplura: Pediculidae) from Argentina. J. Med. Entomol. 43: 889–895.
- VERMA PRASHANT, R. – SUBBURAJU, T. – BALAKRISHNAN, N., 2006. Larvicidal Activity of *Artemisia nilagirica* (Clarke) Pamp. and *Ocimum sanctum* Linn. A Preliminary Study. J. Nat. Rem. 6: 157–161.
- WARIKOO, R. – WAHAB, N. – KUMAR, S., 2011. Oviposition-Altering and Ovicidal Potentials of Five Essential Oils Against Female Adults of the Dengue Vector, *Aedes aegypti* L. Parasitol. Res. 109: 1125–1131.
- YADAV, S. – MITTAL, P. K. – SAXENA, P. N. – SINGH, R. K., 2008. Effect of Synergist Piperonyl Butoxide (PBO) on the Toxicity of Some Essential Oils Against Mosquito Larvae. J. Commun.Dis. 40: 263–268.
- YANG, P. – MA, Y. – ZHENG, S., 2005. Adulticidal activity of five essential oils against *Culex pipiens quinquefasciatus*. J. Pestic. Sci. 30: 84–89.
- YANKOVA, V. – MARKOVA, D. – TODOROVA, V. – VELICHKOV, G., 2009. Biological Activity of Certain Oils in Control of Green Peach Aphid (*Myzus persicae* Sulz.) on Pepper. Acta Hort. 830: 619–625.
- YI, C. G. – CHOI, B. R. – PARK, H. M. – PARK, C. G.; – AHN, Y. J., 2006. Fumigant Toxicity of Plant Essential Oils to *Thrips palmi* (Thysanoptera: Thripidae) and *Orius strigicollis* (Heteroptera: Anthracoridae). J. Econ. Entomol. 99: 1733–1738.

ENVIRONMENTÁLNA A SOCIÁLNA DISKRIMINÁCIA AKO PRÍČINA REGIONÁLNYCH DISPARÍT (PRÍPADOVÁ ŠTÚDIA RÓMSKÝCH OSÁD NA STREDNOM SPIŠI)

ENVIRONMENTAL AND SOCIAL DISCRIMINATION AS THE REASON OF THE REGIONAL DISPARITIES (CASE STUDY OF ROMA SETTLEMENT IN THE CENTRAL SPIŠ REGION)

Juliana KROKUSOVÁ¹ – Tomáš PASTERNÁK¹

ABSTRACT

The main aim of the paper is to point out on the particular demonstration of the environmental and social discrimination, namely the form of Roma settlements localization in a inconvenient environment. Environmental and social exclusion are closely related. The socially disadvantaged groups are treated out not only socially, but also economically. Spatial segregation has an environmental dimension. We have chosen the middle Spiš region as a model territory. It is a region characterized by long-term mining and industrial activities. At the same time, it is one of the areas with a high proportion of the Roma population, which is significantly segregated. Roma settlements are located peripheral or out of built-up areas. Moreover, in the studied locations - Rudňany and Krompachy, they are even located in places that are considerably devastated and disturbed by mining and industrial activities. Individual parts of the landscape are contaminated with heavy metals; there is an increased risk of ground-fall and they are dangerous to the health of the population (especially children).

KEYWORDS

environmental injustice, segregation, contamination, heavy metals, Roma settlement

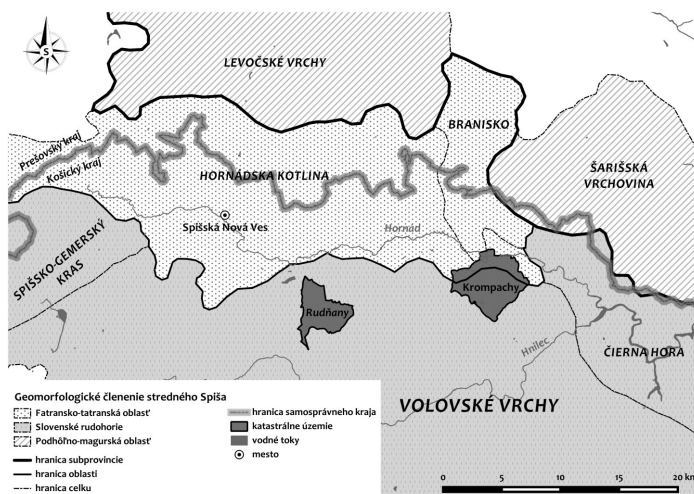
ÚVOD

Hlavným cieľom príspevku je poukázať na dopady environmentálnej a sociálnej diskriminácie v konkrétnom území. Kvalita životného prostredia je jedným z faktorov, ktoré determinujú súčasný, ale i potenciálny rozvoj regiónov. Disparity medzi jednotlivými regiónmi Slovenska sú výsledkom vplyvu viacerých faktorov. Jednotlivé priemyselné aktivity prispeli k vzniku území so silne narušeným až zdevastovaným životným prostredím. V tomto príspevku sme sa zamerali na vybrané lokality v rámci regiónu stredný Spiš. Ide o územia značne poznačené banskou a priemyselnou činnosťou. Zároveň sa v skúmaných územiach výrazne prejavuje priestorová segregácia rómskeho obyvateľstva a jeho vytlačenie do krajových častí obcí s výrazne horšou

¹ Katedra geografie a aplikovanej geoinformatiky, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, Ul. 17. novembra č. 1, 081 16 Prešov, juliana.krokusova@gmail.com, tomi.paster@gmail.com

kvalitou životného prostredia. Ide o špecifické prípady, kde kulminuje environmentálne aj sociálne vylúčenie.

Stredný Spiš predstavuje centrálnu časť rozsiahleho historického regiónu Spiša. Z administratívneho hľadiska sa prevažnej miere rozkladá v Košickom kraji, len malou časťou zasahuje do Prešovského kraja. Podľa geomorfologického členenia (MAZÚR – LUKNIŠ, 1980) patrí región stredný Spiš do provincie Západné Karpaty, prevažná časť zasahuje do subprovincie Vnútné Západné Karpaty. V rámci Fatransko-tatranskej oblasti zasahujú do regiónu geomorfologické celky Hornádska kotlina a Branisko. V rámci oblasti Slovenské Rudohorie je to prevažne geomorfologický celok Volovské vrchy, jeho podcelok Hnilecké vrchy a čiastočne tu zasahujú geomorfologické celky Čierna hora a severovýchodná časť Spišsko-gemerského krasu. Severná časť regiónu stredný Spiš patrí do subprovincie Vonkajšie Západné Karpaty. Malými výbežkami zasahuje región aj do geomorfologických celkov Levočské vrchy a Šarišská vrchovina z Podhŕľno-magurskej oblasti.



Obrázok 1. Geografická poloha skúmaných lokalít. (Zdroj: vlastné spracovanie.)

Región stredného Spiša je známy bohatými ložiskami medenej a železnej rudy. Rozvoj baníctva mal strategický význam pre rozvoj celého regiónu. Najväčší rozmach zaznamenalo baníctvo v 70. a 80. rokoch minulého storočia. V 90. rokoch sa začal útlmový program baníctva na Spiši. Postupne dochádzalo k znižovaniu vyťaženej rudy, odstaveniu jednotlivých prevádzok a nakoniec k úplnému zastaveniu ťažby a zatvorení baní. Tento fakt znamenal pre banícke obce ekonomický aj sociálny úpadok. Okolité krajina nesie nezvratné zmeny v podobe jej transformácie banskou činnosťou. Niektoré banské formy reliéfu boli úplne alebo čiastočne rekultivované, mnohé banské formy sa menia postupnou sukcesiou. Stálym problémom sú odkaliská a závalové pásma, ktoré predstavujú výrazný environmentálny problém. Súčasťou tejto krajiny je aj nedoriešený problém vlastníckych vzťahov a chátrajúcich budov a zariadení slúžiacich banskej činnosti.

TEORETICKÉ VÝCHODISKÁ

Ústava Slovenskej republiky v šiestom oddiele (právo na ochranu životného prostredia a kultúrneho dedičstva) čl. 44 deklaruje: „každý má právo na priaznivé životné prostredie“.

Stav a kvalita životného prostredia v jednotlivých regiónoch vo výraznej miere ovplyvňuje ich rozvojový potenciál. Rozvoj regiónu závisí od mnohých faktorov, ktoré majú diferencovanú váhu vplyvu. Medzi určujúce faktory patrí aj environmentálny faktor. Obyvateľstvo prirodzene inklinuje k čistému a kvalitnému životnému prostrediu. Problémové sú predovšetkým zatažené územia, t.z. regióny poznačené predovšetkým dlhodobou banskou a priemyselnou činnosťou. Výsledkom tejto činnosti je transformácia krajiny, nezvratné zmeny reliéfu (predovšetkým v podobe antropogénnych foriem reliéfu) a kontaminácia jednotlivých zložiek životného prostredia. V konkrétnych historických podmienkach môže prísť k nerovnomernému rozvoju regiónov, čo vyúsťuje do celého radu disparít (ekonomických, sociálnych, kultúrnych, infraštruktúrnych, životnej úrovne obyvateľstva a i.) a regionálnej polarizácie (RAJČÁKOVÁ a ŠVECOVÁ, 2009). Podľa MICHÁLKA (2012) existuje veľké množstvo spôsobov merania regionálnych disparít, pričom za základné možno považovať dva: regionálne disparity sú spravidla merané buď pomocou čiastkových alebo agregovaných (komplexných) ukazovateľov, ktoré súčasne pokrývajú viaceré relevantné dimenzie (demografické, ekonomické, sociálne, životného prostredia a pod.). ŠVIHLOVÁ (2011) uvádza, že faktor environmentálnej situácie môže zohrávať významnú úlohu v rozvoji regiónov, pretože do určitej miery ovplyvňuje zdravotný stav obyvateľstva, migráciu, atraktivitu z hľadiska investovania do niektorých hospodárskych odvetví (napr. cestovný ruch), kvalitu poľnohospodárskych produktov, ochranu prírody, kvalitu bývania ale aj celkové predpoklady pre udržateľný rozvoj regiónu.

Environmentálna nespravodlivosť existuje, keď členovia znevýhodnenej, etnickej, minoritnej alebo inej skupiny sú neprimerane vystavení environmentálnemu riziku alebo nebezpečenstvu na lokálnej, regionálnej (sub-národnej) alebo národnej úrovni a/alebo trpia neprimerane vystaveniu porušovania základných ľudských práv vyplývajúcich z environmentálnych faktorov a/alebo im je upieraný prístup k investíciám do životného prostredia a/alebo k prírodným zdrojom a/alebo im je upieraný prístup k informáciám a/alebo k rozhodovaciemu procesu a/alebo prístup k spravodlivosti v záležitostiach týkajúcich sa životného prostredia (FILČÁK, 2004).

Formy environmentálnej diskriminácie môžu byť rôzne. Na Slovensku nájdeme dve základné:

1. lokalizácia osád v environmentálne nevhodnom území,
2. nerovný prístup k pitnej vode a kanalizácii.

Environmentálne a sociálne vylúčenie spolu úzko súvisia. Sociálne slabšie skupiny sú vytláčané nielen spoločensky, ekonomicky ale i priestorovo. Priestorová segregácia má environmentálny rozmer. Ide o regióny s narušenou kvalitou životného prostredia, môže ísť dokonca o regióny so zdevastovanou krajinou, ktorá je pre život obyvateľov nevhodná (v niektorých prípadoch nebezpečná).

Špecifickým prípadom sú rómske osady, pri lokalizácii ktorých ide o kombináciu sociálneho a environmentálneho vylúčenia. Poloha rómskych osád nie je náhodná a odráža určité historické, sociálne a vlastnícke reálie doby kedy vznikali. Ich spoločným priesečníkom je, že Rómovia boli vytláčaní na perifériu obcí a boli tolerovaní hlavne na miestach, ktoré boli alebo sú komerčne nezaujímavé pre majoritnú populáciu. Ide o miesta s neúrodnou pôdou, vystavené záplavám alebo umiestnené na kontaminovanej pôde.

MATERIÁL A METÓDY

V prípravnej etape sme využili kamerálne metódy práce, a to predovšetkým získavanie, štúdium a spracovanie vedeckých článkov domácej i zahraničnej proveniencie a spracovanie dostupných publikovaných (aj nepublikovaných) materiálov a mapových podkladov o skúmanom území. Dôležitou súčasťou našej práce bol terénny výskum, ktorý bol zameraný na mapovanie, pozorovanie a fotodokumentáciu. V rámci terénneho výskumu sme sa zamerali na transformáciu krajiny banskou činnosťou, ktorá sa prejavuje predovšetkým vo forme banských foriem reliéfu. Ďalej sme sa sústredili na zdokumentovanie priestorového rozmiestnenie jednotlivých rómskych osád a rizikových banských lokalít. Súčasťou terénneho výskumu boli aj rozhovory s pracovníkmi miestnej samosprávy a miestnymi obyvateľmi. V záverečnej etape sme sa zamerali na sumarizáciu a selekciu údajov a informácií získaných vlastným terénnym výskumom a ich doplnenie o údaje získané v prípravnej etape. Pri spracovaní výsledkov boli použité aj grafické a digitalizačné metódy.

VÝSLEDKY

Analýza environmentálnej diskriminácie v skúmaných lokalitách

V skúmanom regióne po stáročia prebiehala intenzívna banská činnosť, vzhľadom na výskyt ložísk nerastných surovín predovšetkým železnej a medenej rudy. V súvislosti s celospoločenskými zmenami po roku 1989 došlo k postupnému utlmovaniu až úplnému zastaveniu ťažby, čo súviselo predovšetkým s nerentabilitou a vysokou nákladovosťou tejto činnosti. Banícka činnosť predstavovala výrazný zásah do krajiny regiónu, či už po stránke prvotnej (haldy, odkaliská, poddolované územia a pod.) ako aj po stránke druhotnej (znečistenie pôd, vôd, ovzdušia a pod.). Ukončenie ťažby začiatkom 90. rokov malo pozitívny dopad na kvalitu životného prostredia v regióne, avšak v ekonomickej a sociálnej oblasti to znamenalo obrovský prepád. Z environmentálneho hľadiska patrí medzi najviac zaťažené a atakované oblasti na Slovensku, v ktorej sa vykonáva pravidelný monitoring so sledovaním stavu všetkých zložiek životného prostredia. Do regiónu stredný Spiš bolo lokalizovaných viacero podnikov zameraných na spracovanie a ťažbu nerastných surovín, ktoré mali významnú pozíciu aj v rámci ťažobného priemyslu bývalého Československa. Na prvotnú ťažbu nerastných surovín bol napojený spracovateľský priemysel (najmä hutnícky), ktorý ďalej spracovával medenú a železnú rudu. Takéto podniky sa nachádzali v Slovin-

kách, Rudňanoch a Krompachoch. Napriek postupnému skvalitňovaniu technológii s dôrazom na minimalizáciu zaťaženia životného prostredia boli uvedené závody výrazným znečisťovateľom nielen samotného regiónu, ale aj vzdialenejšieho okolia.

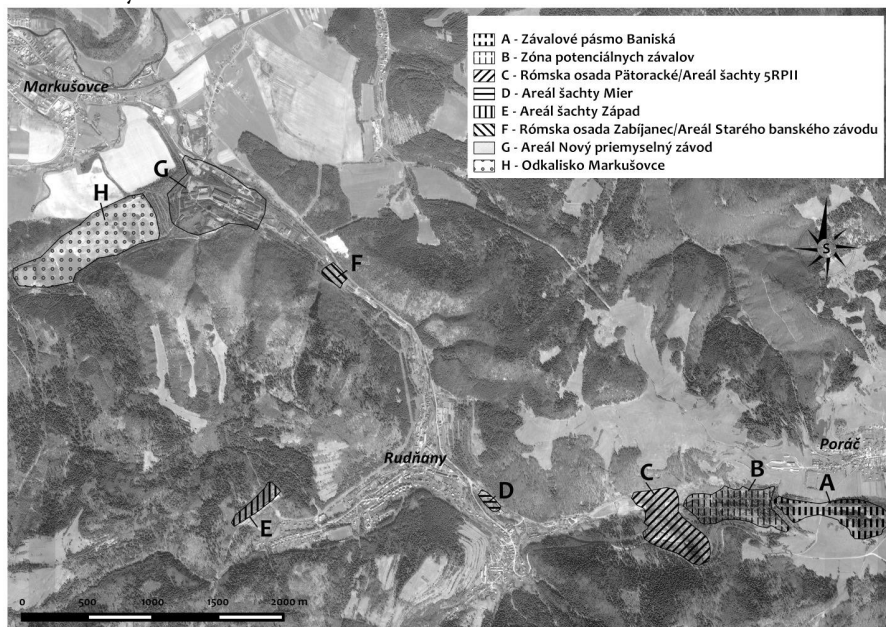
V lokalizácii rímskych osád sa vo výraznej miere prejavuje proces segregácie, výrazné je to hlavne v Košickom a Prešovskom kraji, kde takmer 60 % Rómov žije segregovane. Rómske osady sa nachádzajú na okraji alebo mimo obce, zvyčajne oddelené bariérou (rieka, cesta a pod.). Ďalším spoločným znakom je, že sú zvyčajne lokalizované v zdevastovanom a zdravotne a environmentálne nevyhovujúcom prostredí, napr. v blízkosti čističiek odpadových vôd, skládok odpadu, v opustených areáloch banských a priemyselných závodov a pod. Rómovia žijúci v týchto osadách sú často vystavený kontaminácii hlavne ťažkými kovmi a ďalším rizikám.

Rudňany – prípadová štúdia

Rudňany sa nachádzajú v severnej časti Slovenského Rudohoria, v geomorfologickom celku Volovské vrchy, podcelok Hnilecké vrchy. Obec Rudňany sa nachádza približne 11 – 16 km juhovýchodne od Spišskej Novej Vsi. Nadmorská výška sa pohybuje v rozpätí od 475 m n.m. do 959 m n.m. Cez Rudňany vedie cesta III. triedy z obce Poráč, cez Markušovce do Spišskej Novej Vsi. Do obce vedie trať, ktorá bola vybudovaná pre účely nákladnej dopravy podniku Želba Rudňany.

Obec Rudňany má od svojho vzniku trvalú spojitosť s rudným baníctvom. Už názov obce, resp. osady pri jej vzniku je spojený s nemeckým názvom Medeného potoka Cufurbach, ako o tom svedčia listiny uložené v Markušovskom archíve. Rok 1332 považujeme za rok vzniku osady s názvom Cufurbach. V rokoch 1894 až 1918 vplyvom maďarizácie bol názov obce zmenený na Ótosbánya. Po vzniku ČSR sa názov obce zmenil na Koterbachy a v roku 1948 na dnešný názov Rudňany. Banská mapa z roku 1758 je dôkazom niekoľko storočí trvajúceho baníctva v Rudňanoch. Svedčí o rozvinutej otvárke ložiska a perspektívnom razení novej hlavnej odvodňovacej a dopravnej štôlne Rochus. Banská mapa z roku 1795 znázorňuje situáciu v oblasti Poráča a Pätorakej. 19. storočie okrem nového rozvoja baníctva v Rudňanoch dáva aj najviac písomných dokladov. Bola tu vybudovaná aj prvá ortuťovňa koncom 19. storočia, ktorá pracovala až do roku 1927. Najväčší rozvoj zaznamenali Rudňany po roku 1945. Bol vybudovaný nový priemyselný závod na komplexné spracovanie železných rúd. Za takmer 700 rokov baníctva sa v Rudňanoch vyťažilo cca 42 mil. ton rúd. Z toho do roku 1918 4,1 mil. ton, v rokoch 1919 -1944 4,6 mil. ton a v rokoch 1945 - 1993 31,8 mil. ton železných rúd. (MALATINSKÝ a POPOVIČ, 1985).

Z environmentálneho hľadiska bol závod do roku 1993 najväčším znečisťovateľom ovzdušia a následne všetkých zložiek životného prostredia ťažkými kovmi – Hg, Cu, Cd, Pb, Sb. Hlavnými zdrojmi znečistenia ovzdušia boli prevádzky ortuťovňa, linka Kodoli a barytáreň. Útlmom ťažby a výroby po roku 1993 sa problém kontaminácie ovzdušia ťažkými kovmi čiastočne zjednodušil. Odhaduje sa, že len za 60 rokov prevádzky starého závodu na tepelné spracovanie rúd uniklo do ovzdušia niekoľko tisíc ton Hg. Z nového závodu sa dostalo do ovzdušia a následne do pôdy cca 142 ton kovovej Hg. Naďalej však dochádza k sekundárnej emisii zbytkových obsahov Hg z taveninových hald do ovzdušia.



Obrázok 2. Priestorové rozmiestnenie skúmaných lokalít v obci Rudňany. (Zdroj: vlastné spracovanie.)

Lokalizácia osád

Rudňany predstavujú jasný príklad situácie, kde časť obyvateľov je vystavená nepomerne väčšiemu environmentálnemu ohrozeniu ako zvyšok obyvateľov. Rozvoj baníctva a spracujúceho priemyslu vytváral hlavne v dobách socialistickej industrializácie dopyt po nízko kvalifikovanej pracovnej sile. To vytvorilo predpoklady pre migráciu Rómov (ale aj nerómov) do tejto obce. Rómovia sa sťahovali hlavne z neďalekých osád na Spiši (napr. Poráč alebo Mengusovce). Zatiaľ čo baníci a robotníci nerómskeho pôvodu nachádzali ubytovanie v sociálnych bytoch postavených fabrikou, prevažná väčšina Rómov bola koncentrovaná v osade. Pôvodná rómska osada bola situovaná v centre dediny v Zimnej doline. V 70. rokoch došlo k presídleniu tejto osady. Viedli k tomu dva dôvody. Pôvodná osada rástla a kapacitne nestačila rastúcej rómskej populácii, na druhej strane dochádzalo k tlaku zo strany majoritného

obyvateľstva, ktoré nechcelo Rómov v centre dediny. Výsledkom bolo, že sa Rómovia presťahovali a vytvorili dve segregované osady – Pätoracké a Zabíjanec. Toto presídlenie sa udialo s tichým súhlasom miestnej správy a vedenia baní, aj keď si museli byť vedomý, že ide o absolútne nevhodné priestory na bývanie ohrozené priemyselným znečistením a v prípade Pätorackého tiež permanentnou hrozbou závalu a prepadu pôdy s fatálnymi následkami.

Pätoracké

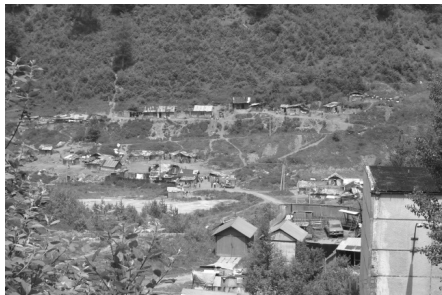
Pätoracké bolo v minulosti najpreferovanejšou časťou Rudnians. V 50. a 60. rokoch tu ťažobná spoločnosť postavila bytovky a celú infraštruktúru pre svojich zamestnancov. Dva obytné domy boli určené pre stredný a vrcholový manažment podniku. Táto oblasť bola plnohodnotne fungujúcou súčasťou obce s potrebnou infraštruktúrou, školou, úradmi a obchodmi. Banská činnosť začala v 70. rokoch ohrozovať oblasť poklesmi terénu. Priamo pod osídlením sa rozprestiera niekoľko kilometrov banských chodieb. Najhlbšie podzemné štruktúry siahajú až 900 metrov pod povrch zeme. Prvý incident s prepádajúcimi sa domami sa odohral na začiatku 70. rokov. Úrady vyhlásili toto územie za ohrozenú zónu. **Záver** sa rozhodol presťahovať všetkých obyvateľov do novopostavených bytoviek v Spišskej Novej Vsi a v Smižanoch. Odhaduje sa, že presťahovaných bolo asi 2700 ľudí. Okrem dvoch trojposchodových administratívnych budov boli všetky stavby a celá infraštruktúra vyradené z prevádzky a zničené. Tieto budovy ostali napriek tomu, že ťažobná a spracovateľská spoločnosť dostala peniaze zo štátneho rozpočtu na odstránenie všetkých budov a infraštruktúry ako súčasť programu na zbúranie ohrozenej zóny. Ako už bolo spomenuté, následne boli do týchto budov presídlení Rómovia, ktorí tu vytvorili segregovanú osadu (STEGER, 2007). Následne sa rómska komunita rozrastala, jednak prirodzeným rastom obyvateľstva a tiež občasnou migráciou z iných osád. Banícke aktivity v tejto oblasti ale neboli prerušené a odpady z ťažby sa naďalej hromadili v blízkosti rómskej komunity (FILČÁK, 2012).

Rómske osídlenie Pätoracké patrí medzi jedno z najohrozenejších rómskych osídlení v celom regióne strednej a východnej Európy (CAHN, 2004). V dôsledku bývalej baníckej činnosti a priemyslu je celá oblasť osídlenia kontaminovaná toxickými emisiami, skládkami a zanechanými banskými hlušinami. Samotná osada je umiestnená v závalovom pásme bývalých baní na skládke banského odpadu, ktorý je vysoko kontaminovaný ťažkými kovmi a kde prebieha druhotná mineralizácia a únik emisií do okolitého prostredia (vzduchom vo forme prachu a vodou vo forme výluhov). Majoritné obyvateľstvo bolo kedysi evakuované z tohto miesta z dôvodu pohybov a poklesov terénu ohrozujúcich tunajšie domy (FILČÁK, 2004; ANTYPAS et al., 2008). Sporadicky tu dochádza k poklesom, k väčším závalom došlo v rokoch 2001, 2009 (kedy vznikol kráter s priemerom 10 m) a 2011.

Miestne úrady a vedenie podniku nepodniklo do roku 1989 žiadne kroky k vyriešeniu nepriaznivej situácie. Rastúci tlak médií a nový politický systém priniesol kritiku životných podmienok v Pätorackom. V prvej fáze bolo postavených 31 nových bytov pre 270 Rómov žijúcich v Pätorackom. Bytové domy sa nachádzajú niekoľko

stoviek metrov nad pôvodnou osadou v rekonštruovanej administratívnej budove bývalej ťažobnej spoločnosti. Boli sem presťahovaní Rómovia z obydľí najviac ohrozených zosuvmi. Tie na novom území nehrozia, no aj poskytnuté bytovky sú obklopené skládkami odpadu z ťažby. Stimul k riešeniu mimoriadnej situácie týkajúcej sa zvyšku rómskej komunity postupne vyprchal a prevládajúci stav sa začal časom opäť považovať za normálny (STEGER, 2007). Podľa slov starostu obce má nad týmto územím dozor banský úrad, ktorý nesie zodpovednosť za narúšanie prírody a nápravu problému. Ten, ale nemá záujem tlačiť na štát, aby Rómov premiestnil z ohrozenej zóny. Obecný úrad zase nemá prostriedky na sanáciu tohto územia.

Obec už niekoľkokrát neúspešne upozorňovala osadníkov, že žijú na území minulej banskej činnosti, na ktorom by nemali stáť chatrče (ŠIMOŇÁKOVÁ, 2011). Takmer 450 ľudí zostáva naďalej žiť v zóne ohrozenej poklesmi a zosuvmi pôdy. Celé komunity v rómskej osade slúži iba 1 vonkajší prívod vody z lesnej studničky. Nemajú k dispozícii kanalizáciu, či čističku odpadových vôd, čo sa preukazuje na zlej hygienickej situácii. Z dôvodu absencie zberu odpadu a návykov tunajších obyvateľov, je tento priestor obklopený hniúcimi odpadkami (ŠIMOŇÁKOVÁ, 2011; FILČÁK, 2012).



Obrázok 3. Osada Pätoracké.
(Zdroj: terénny výskum.)



Obrázok 4. Pätorackí Rómovia.
(Zdroj: rudnany.estranky.sk)

Zabíjanec

Rómovia sa do areálu opustenej továrne v lokalite Zabíjanec nasťahovali na začiatku 70. rokov. Toto osídlenie sa nachádza priamo v bývalej priemyselnej zóne a od dediny je vzdialené asi kilometer. Dve z tamojších budov boli postavené ako administratívne budovy ťažobnej spoločnosti. Oblasť slúžila ako miesto pre zber rúd a dopravný uzol. V 1965 podnik presunul svoje aktivity bližšie k ťažobným lokalitám a táto zóna ostala opustená (STEGER, 2007).

Zdroje znečistenia v tejto osade sú dvojaké. Jednak sú to toxické skládky odpadov z banskej ťažby. Keďže sú tieto haldy na kopci nad osadou, v prípade dažďa a topenia snehu, voda s vysokým obsahom ťažkých kovov steká do osídlenia a znečisťuje pôdu. Obyvatelia pri svojom pohybe mimovoľne prenášajú kontaminovanú pôdu do svojich domov. Druhý zdroj znečistenia pramení zo samotnej industriálnej zóny, na ktorej je osídlenie postavené. Sú tu pozostatky ťažkých kovov, olejov a iných priemyselných materiálov v pôde (STEGER, 2007). Deti hrajúce sa v okolí domova sú

vystavené toxínom s dlhodobými vplyvmi na zdravie, vrátane rizika neurologického poškodenia (ANTYPAS et al., 2008).

V roku 2007 prebehol projekt na výstavbu pumpy, ktorá mala zabezpečiť pitnú vodu pre komunitu. Miestni obyvatelia ju však rýchlo poškodili a znefunkčnili, navyše rozobrali aj odvodňovacie rúry. Pre pitnú vodu tak musia chodiť asi 2 kilometre do studničiek, a to buď na nový závod alebo do dediny. Zlá hygienická situácia sa prejavuje zvýšenou chorobnosťou obyvateľov (predovšetkým detí).



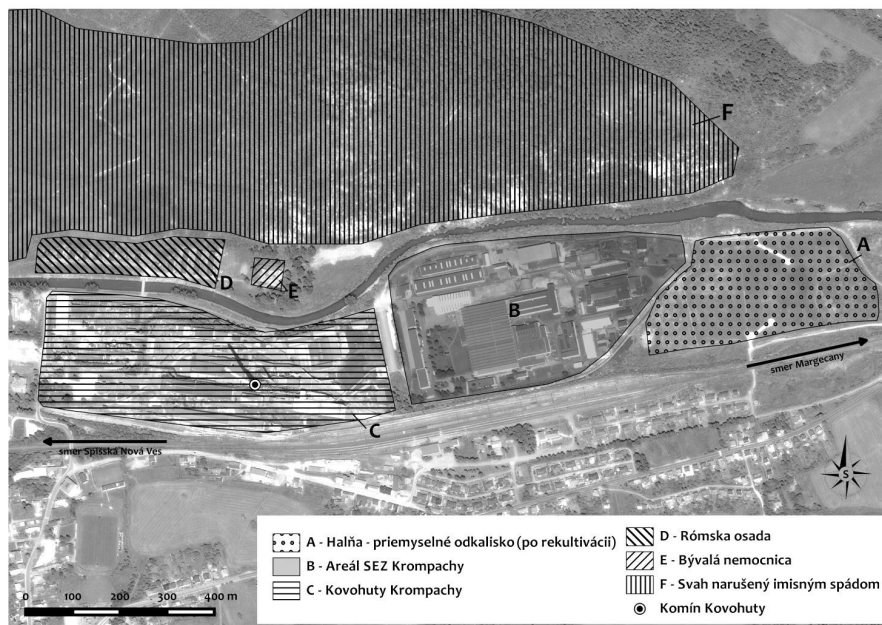
Obrázok 5 a, b. Osada Zabíjanec. (Zdroj: terénny výskum.)

Kropachy – prípadová štúdia

Kropachy ležia v strednej časti doliny Hornádu. Nadmorská výška sa pohybuje v rozpätí od 360 do 933 m n.m. Kropachy sa nachádzajú na styku dvoch geomorfologických celkov Hornádskej kotliny, podcelok Hornádske podolie a Volovských vrchov, podcelok Hnilecké vrchy. Dopravnou cestnou tepnou je cesta II. triedy č. 547, ktorá prechádza zo Spišského Podhradia cez Kropachy do Košíc. Na európsku cestu E 50 sa napája v Spišskom Podhradí. Územím Kropách prechádza hlavný železničný ťah Čierna nad Tisou – Košice – Poprad – Žilina.

Kovohuty Kropachy sú monopolným výrobcom medi od 30. rokov minulého storočia. V okolí Kropách sa počas 700 rokov ťažili a spracúvali rudy obsahujúce železo a neželezné kovy. Už v 2. polovici 19. storočia sa vyrábala meď v neďalekej Štefanskej Hute, kde v 70. rokoch minulého storočia bola vybudovaná elektrolytická rafinácia medi, druhá na svete po nemeckej v Hamburgu. V roku 1937 sa v Kropachoch v priestoroch bývalých železiarní začala vyrábať meď. Výroba bola prerušená počas 2. svetovej vojny a obnovená znovu v roku 1951. Kovohuty sa stali hlavným výrobcom a dodávateľom vysoko čistých medených katód na území bývalého Československa.

V priebehu svojej existencie závod realizoval niekoľko opatrení na ozdravenie ovzdušia. Prvým a nie práve najšťastnejším bolo vybudovanie 200 m vysokého komína. V roku 1987 nasledovala výstavba výroby kyseliny sírovej z konvertorových plynov spolu so zachytením časti prašnosti v odlučovačoch prachu. V roku 1988 sa postavila nová filtračná stanica s tkanivovými filtrami. Zároveň podnik prešiel na dovoz koncentrátov obsahujúcich nižšie podiely ťažkých kovov a nainštalovali monitorovacie zariadenia. V roku 1991 uviedol podnik do činnosti ďalšiu filtračnú jednotku za šachtovou pecou. V roku 1998 bolo toto zariadenie nahradené environmentálne prijateľnou technológiou.



Obrázok 6. Priestorové rozmiestnenie skúmaných lokalít v meste Krompachy. (Zdroj: vlastné spracovanie.)

Lokalizácia osád

Mesto Krompachy a jeho blízke okolie je dlhodobo poznačené priemyselnou činnosťou. Vďaka tejto skutočnosti je táto oblasť objektom výskumov zameraných na všetky zaťažené zložky životného prostredia. Vedecký výskum bol zameraný na kontamináciu pôd ťažkými kovmi v Krompachoch a okolitých obciach (TAKÁČ et al., 2008), na degradáciu vegetačného krytu v blízkosti závodu (BAKER, 1981; BANÁSOVÁ, 1973; BANÁSOVÁ, 1976; BANÁSOVÁ a LACKOVIČOVÁ 2004), na kontamináciu húb ťažkými kovmi v Krompachoch (ZIMMERMANNOVÁ, 2000), na znečistenie povrchových a podzemných vôd (BREHUV, 2005) a na znečistenie ovzdušia podnikom Kovohuty Krompachy (FRANCOVÁ, 2005; KROKUSOVÁ, 2013).

V rámci mesta Krompachy je z environmentálneho hľadiska problematická osada pri rieke Hornád. V minulosti táto časť mesta patrila medzi najkrajšie lokality. Boli tu rodinné domy a infraštruktúra (škola, zdravotnícke zariadenie a pod.). „Hernad kolónia“ vznikla okolo roku 1900. Neskôr bola premenovaná na Hornádsku ulicu. V roku 1905 tu bola postavená nemocnica, ktorá bola v roku 1954 prerobená na učňovské stredisko. Kolónia sa delila na malú a veľkú. V malej kolónii boli postavené prízemné domy, v ktorých boli 4 byty. Veľkú kolóniu tvorili poschodové domy (6-7 bytov). Prví Rómovia sa sem nasťahovali v roku 1970. Pristáňovaním ďalších rómskych rodín, došlo k postupnému vytlačaniu pôvodných obyvateľov a vzniku segregovanej rómskej osady. Táto rómska osada je lokalizovaná medzi svahom, ktorý je intenzívne

poznačený priemyselnou činnosťou a riekou Hornád, ktorá preteká v bezprostrednej blízkosti priemyselnej zóny (SEZ a Kovohuty Krompachy). Súčasťou tejto zóny je aj priemyselné odkalisko Halňa. V súčasnosti je už rekultivované. Pred rekultiváciou sa tu hrávali deti z rómskej osady (v lete sa kúpali v kalových nádržiach).

Lesy v blízkosti osady sú silne poškodené vplyvom imisií. Na najviac exponovaných plochách došlo k úplnému odumretiu lesa. Tým, že sú lesné spoločenstvá v štádiu ohrozenia, strácajú optimálnu schopnosť plnenia hlavných environmentálnych funkcií. Ihličnaté dreviny sú viac poškodené ako listnaté, pričom najvyššia priemerná strata asimilačných orgánov sa zistila u jedle (29 %) a z listnatých u duba (22 %) (BANÁSOVÁ a LACKOVIČOVÁ, 2004). Prekvapujúce boli rapídne zmeny až deštrukcia porastov v priebehu krátkeho časového intervalu od roku 1987 do roku 1993. Pôsobenie škodlivín sa prejavilo aj poklesom celkovej pokrývnosti vegetácie. Je známe škodlivé pôsobenie SO₂ na fyziologické procesy, ktoré sa prejavuje napr. plošnými nekrotizáciami pletív, vybielením chlorofylu a poruchami metabolizmu, čo sa môže u citlivých druhov prejavovať znížením produkcie biomasy až úhynom rastliny. V určitom štádiu regresnej sukcesie sa na uvoľnený priestor rozšírili druhy tolerantnejšie k vysokým koncentráciám medi a iných kovov ako napr. *Silene latifolia subsp. alba* a *Silene vulgaris* (BANÁSOVÁ a LACKOVIČOVÁ, 2004). Dlhoročná intenzívna devastácia lesného krytu v blízkosti priemyselného závodu má za následok vznik výmoľovej erózie.



Obrázok 7. Priemyselný areál v blízkosti osady, mesto Krompachy (Zdroj: terénny výskum.)



Obrázok 8. Svah nad rómskou osadou (Zdroj: terénny výskum.)

V skúmaných lokalitách je výrazná kontaminácia pôd. V pôdach bolo zistené prekročenie limitných hodnôt Hg, Cu, Zn, As, Cd a Pb. Nadlimitné hodnoty medi boli zistené v pôdach Richnava, Hrišovce a Slovinky, extrémne kontaminované lokality s obsahom medi nad 50 mg.kg⁻¹ boli zistené v pôdach PD Kluknava. V týchto pôdach bol zistený tiež vysoký obsah zinku. Najvyššie hodnoty Hg sa nachádzajú v pôdach k. ú. Rudňany, Poráč, Markušovce a Matejovce. Zvýšený obsah Hg v pôdach rozlohou prekračuje územie stredného Spiša. Extrémne vysoký obsah As bol zistený v lokalitách Kolinovce a Spišské Vlaky. Kontaminácia pôdy v postihnutých oblastiach preukázateľne znížila produkciu lesnej i poľnohospodárskej a spôsobuje kontamináciu potravinového reťazca cudzorodými látkami (TAKÁČ et al. 2008)

V nádväznosti na kontamináciu pôd ťažkými kovmi sú ďalšou problematickou oblasťou huby, ktoré vo veľkom rozsahu Rómovia zbierajú za účelom predaja alebo aj konzumácie. Špecifikum rizikových prvkov akumulovaných v pôde spočíva v tom, že nepodliehajú procesom prirodzenej degradácie a stávajú sa stálou zložkou pôdy. Vplyv kontaminujúcich látok na hygienický a produkčný stav pôd predstavuje komplikovaný problém. Kontaminácia pôdy v postihnutých oblastiach preukázateľne znižuje jej biologickú aktivitu, nepriaznivo ovplyvňuje produkciu lesnej a poľnohospodárskej výroby a následne spôsobuje kontamináciu potravinárskych produktov cudzorodými látkami. Jednou zo zložiek potravinového reťazca sú i jedlé huby. Koncentrácia uvedených prvkov môže byť v hubách niekoľkokrát vyššia než v okolitej pôde. Nasvedčujú to aj výsledky analýz obsahu rizikových prvkov v hubách z okolia závodu Kovohuty Krompachy (tab. 1).

Tabuľka 1. Priemerné obsahy Hg, Cd, Pb (mg/kg suchej hmotnosti) vo vybraných druhoch jedlých húb z okolia Krompách a Rudnians. (Zdroj: ZIMMERMANNOVÁ, 2000.)

Druh huby	Hg	Cd	Pb
Kuriatko jedlé (<i>Cantharellus cibarius</i>)	4,8	0,6	6
Hliva ustricová (<i>Pleurotus ostreatus</i>)	31,6	3,9	0,7
Hríb smrekový (<i>Boletus edulis</i>)	29,7	10,3	2,2
Suchohríb hnedý (<i>Xerocomus badius</i>)	6,9	2,5	3,1
Masliak obyčajný (<i>Suillus luteus</i>)	5,8	1,3	2,6
Kozák brezový (<i>Leccinum scabrum</i>)	5,9	1,9	2,1
Pôvabnica fialová (<i>Lepista nuda</i>)	70,1	2,9	14,9
Pečiarka ovčia (<i>Agaricus arvensis</i>)	64,8	5,8	7,2
Bedľa vysoká (<i>Macrolepiota procera</i>)	44,1	7,9	34,9
Prašnica bradavičnatá (<i>Lycoperdon perlatum</i>)	26,7	9,7	110,3
Hygienický limit	0,5	0,5	10

Podobná situácia sa týka aj kontaminácie vodných tokov. Hornád a jeho prítoky (Rudniansky a Slovinský potok) sú znečistené v dôsledku dlhoročnej banskej a úpravárenskej činnosti v povodí. Prejavuje sa to ich dlhodobým zatažením ťažkými kovmi. Kvalita vody v skupine mikropolutantov (F-skupina) sa oproti minulému hodnotenému obdobiu nezmenila, čo naznačuje nezvyšovanie obsahu ťažkých kovov. Avšak koncentrácie ťažkých kovov ešte vždy zaraďujú toky v skúmanom území do IV. a V. triedy kvality. V F-skupine v odberovom mieste Kolinovce došlo v posledných rokoch k miernemu zlepšeniu, avšak pod Krompachmi sa kvalita vody v Hornáde opäť zhoršuje a v ďalšom odberovom mieste pod Kluknavou, ktorá je vzdialená od Kolinoviec len 13 km, opäť dosahuje IV. triedu kvality vody (tab. 2).

IN VITRO ANTIFUNGÁLNY EFEKT SILÍC PROTI HUBOVÝM PATOGÉNOM
OZIMNEJ FORMY PŠENICE LETNEJ
(TRITICUM AESTIVUM L.)

Tabuľka 2. Znečistenie rieky Hornád. (Zdroj: <https://www.enviroportal.sk/spravy/kat21>)

Tok	Hornád	Skupiny ukazovateľov a triedy kvality					
Miesto odberu vzorky	Kolinovce	A	B	C	D	E	F
Rok	2000	II	III	III	II	V	IV
	2001	II	III	IV	III	V	III
	2002	III	III	IV	V	IV	II
	2003	III	III	IV	V	IV	II
	2004	III	III	IV	V	IV	II
	2005	III	III	IV	II	IV	III
	2006	IV	III	IV	II	IV	III
Miesto odberu vzorky	Pod Kluknavou	A	B	C	D	E	F
Rok	2000	III	IV	III	II	V	IV
	2001	II	III	III	III	IV	IV
	2002	II	III	IV	V	IV	IV
	2003	II	III	IV	V	IV	IV
	2004	II	III	IV	V	IV	IV
	2005	V	IV	IV	II	IV	IV
	2006	V	IV	IV	II	IV	IV

Z výsledkov rozborov odobratých vzoriek vyplýva, že horná časť toku Rudnianskeho potoka (pod šachtou 5 RP II) vykazuje zvýšený obsah As (83 mg/l), a tým prekračuje prípustné množstvo As (50 mg/l) pre ostatné povrchové vody v zmysle Nariadenia vlády SR č. 242 / 1993 Z.z. a v zmysle STN 75 7221 „Klasifikácia akosti povrchových vôd“ ide o IV. triedu znečistenia (silne znečistená voda). V ostatných sledovaných ukazovateľoch (SO_4^{2-} , Mn, Cu, Zn, Cd) dosahuje maximálne 2. triedu akosti (čistá voda). V strednej časti toku dochádza k riedeniu vôd ľavostrannými prítokmi a zrážaniu kovov. K najvýraznejšej zmene v akosti vody Rudnianskeho potoka dochádza jednoznačne pod vyústením prítoku od odkaliska. K niekoľko násobným prekročeniam dochádza v prípade Hg, Mn, Cu, a Zn, pričom sa vyskytujú i krátkodobé zníženia obsahov pod limitné hodnoty (tab.3). V zmysle Nariadenia vlády č. 242/1993 Z.z., vypúšťaná voda z odkaliska je podľa vyjadrenia kompetentných pracovníkov závodu v súlade s týmto nariadením. V povodí Hornádu došlo v poslednom sledovanom období vo väčšine odberných miest k zlepšeniu kvality vody o jeden stupeň (Koščová a kol., 2005).

Tabuľka 3. Znečistenie Rudnianskeho potoka. (Zdroj: <https://www.enviroportal.sk/spravy/kat21>)

Tok	Rudniansky potok	Skupiny ukazovateľov a triedy kvality					
Miesto odberu vzorky	Ústie	A	B	C	D	E	F
Rok	2000	II	IV	II	II	V	IV
	2001	II	III	III	II	IV	III
	2002	II	III	III	IV	IV	III
	2003	II	III	III	IV	IV	III
	2004	II	III	III	IV	IV	III
	2005	I	III	III	II	IV	V
	2006	II	III	III	II	IV	V

Kontaminácia prostredia v blízkosti rómskych osád výrazne ovplyvňuje aj chorobnosť daného obyvateľstva. Zdravie marginalizovaných skupín rómskeho obyvateľstva žijúcich v osadách je horšie ako zdravie majoritnej populácie. Svedčia o tom výsledky viacerých štúdií. Zvýšená chorobnosť rómskej populácie sa týka tak infekčných (prenosných) ochorení, ako aj neinfekčných ochorení. Z infekčných ochorení sa v porovnaní s majoritnou populáciou častejšie vyskytujú všetky typy infekcii, čo sa týka cesty prenosu. Priemerná dĺžka života rómskych mužov na Slovensku je kratšia o 13 rokov a rómskych žien až o 17 rokov v porovnaní s majoritnou populáciou (SEPKOWITZ 2006). Za hlavne faktory ovplyvňujúce nepriaznivý zdravotný stav Rómov v osadách sa považuje v súčasnosti najmä:

- nižšia vzdelanosť, ktorá spôsobuje nedostatočnú úroveň zdravotného uvedomenia,
- nízka úroveň osobnej i komunálnej hygieny,
- nízky štandard bývania,
- znečistené, kontaminované a zdevastované životné prostredie,
- zvyšujúca sa miera užívania alkoholu a fajčenia aj počas gravidity,
- rozrastajúca sa závislosť od drog a s tým spojené zvýšené riziko infekcii (PARALIČOVÁ a kol., 2015).

DISKUSIA A ZÁVER

Stredný Spiš predstavuje špecifický región v rámci Slovenska, kde sa vo výraznejšej miere kulminujú ekonomické, sociálne, ale aj environmentálne problémy. Na prietoku týchto problémov sa nachádzajú rómske osady a ich obyvatelia. V tomto regióne sa vo výraznej miere prejavuje priestorová a spoločenská segregácia Rómov a ich vytlačanie do oblastí so zníženou kvalitou životného prostredia. Situácia Rómov sa začala meniť k lepšiemu až koncom 90. rokov. K zmene prispeli hlavne tlak Európskej únie v prístupovom procese, rozvojové projekty stimulované tretím sektorom a meniaci sa prístup samosprávy. V roku 2001 bolo so štátnou pomocou postavených prvých 270 bytov a bolo presťahovaných 466 najviac ohrozených obyvateľov Pätorackého. Napriek tomu v ohrozenej oblasti žije stále viac ako 503 ľudí. Zával hrozí v podstate kedykoľvek. Samospráva odhaduje, že na úplne presídlenie je potrebné postaviť ďalších 55 bytov. Potom bude zrejme celá oblasť rómskej osady uzavretá. Z časti obce Zabíjanec bolo do nových obecných bytov v časti obce Rochus presťahovaných 267 Rómov. Je tam postavených 6 bytoviek s 29 bytmi. V osade Zabíjanec žije ešte 444 Rómov.

Je potrebné oceniť snahu miestnej samosprávy, ktorá sa snaží riešiť tento problém. Bývalé banícke obce narážajú na mnoho ďalších problémov, ktoré ostali po útlmovom procese a zatvorení baní (napr. nedoriešené vlastnícke vzťahy, chátrajúce budovy banských závodov a banské zariadenia, problém s banskou vodou vytekajúcou z banských diel a pod.). Treba poukázať aj na neochotu samotných Rómov spolupodieľať sa na výstavbe nových domov. Podľa dohody mali pomáhať pri výstavbe. Z viac ako 500 Rómov sa prác zúčastnili len dve rodiny. Možno, ak by sa prác zúčastnili, viac by si nové bývanie vážili a nedochádzalo by k devastácii nových bytov. Podľa nášho názoru, ako prvá by sa mala úplne doriešiť a presťahovať osada Pätoracké, pretože kvôli

riziku závalu je tu situácia vážna. Obec momentálne kvôli nedostatku finančných prostriedkov a riešeniu iných problémov neplánuje ďalšiu výstavbu sociálnych bytov. Druhým problémom je kontaminácia prostredia ťažkými kovmi, ktorá sa nedotýka len rómskych osád, ale aj celej obce. Je to závažný a komplexný problém, ktorý si vyžaduje rozsiahlejší výskum. Samotní Rómovia si v prevažnej miere neuvedomujú zdravotné riziká, ktoré so sebou prináša kontaminácia prostredia ťažkými kovmi, hlavne ortuťou. Obyvatelia Pätorackej si však uvedomujú nebezpečenstvo, ktoré pre nich vyplýva z toho, že žijú v závalovej oblasti.

Riešenie tohto problému nie je jednoduché, ide o dlhodobý a aj finančne náročný proces. Vyžaduje si ochotu a pripravenosť na oboch stranách. Miestne samosprávy musia hľadať rôzne možnosti riešenia a financovania danej situácie. Na druhej strane aj samotní Rómovia musia prejavíť snahu aktívne sa spolupodieľať na zmene a ponúknuť šancu na lepšie životné podmienky.

POĎAKOVANIE

Tento príspevok bol realizovaný v rámci riešenia vedeckého projektu KEGA 011PU-4/2017 „Integrácia výučby a zvýšenie obsahovej koherencie príbuzných disciplín špecializačného modulu Regionálny rozvoj a regionálna politika“. Vznikol tiež vďaka podpore v rámci operačného programu Výskum a inovácie, pre projekt: Univerzitný vedecký park TECHNICOM pre inovačné aplikácie s podporou znalostných technológií - II. fáza, kód projektu: 313011D232, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.“

LITERATÚRA

- ANGELOVIČOVÁ, L. - FAZEKAŠOVÁ, D., 2014. Contamination of soil and water environment by heavy metals in the former mining area Rudňany (Slovakia). *Soil Water Research*, (9) 1: 18-24.
- ANTYPAS, A. - CAHN C. - FILČÁK, R. - STEGER, T., 2008. Linking environmental protection, health and human rights in the European Union: an argument in favour of environmental justice policy. *Environmental law and management*, 20 (1): 8-21.
- BAKER A. J. M., 1981. Accumulators and excluders – strategies in the response of plant to heavy metals. *J. Plant Nutr.*, 3, 643.
- BANÁSOVÁ, V., 1973. Príspevok k zarastaniu medených hald v Slovinkách (Slovenské Rudohorie). *Botanické práce*, 13 – 19.
- BANÁSOVÁ, V., 1976. Vegetation of copper and antimony mine heaps, *Biologické Práce*, 22: 1-109.
- BANÁSOVÁ, V. - LACKOVIČOVÁ, A., 2004. The disturbance of grasslands in the vicinity of copper plant in the town of Krompachy (Slovenské rudohorie Mts, NE Slovakia), *Bull. Slov. Bot. Spoločn.*, 26, 153 – 161.
- BARTOŠOVIČ, I. - HEGYI, L., 2010. Zdravotné problémy rómskeho etnika. *Lek. Obz.* 59 (4): 156–161.
- BREHUV, J. et al., 2005. Vplyv starých banských záťaží na kontamináciu tokov ústiacich do nádrže vodného diela „Ružín I“ vybranými prvkami v roku 2004. *Acta Montanistica Slovaca*, 10 (1): 322 – 328.
- CAHN, C., 2004. It's the law: *Local official responsible for Roma slums*. Local Governance Brief: Policy Journal of the Local Government and Public Sector Reform Initiative.

- Environmentálny akčný program ohrozenej oblasti Stredný Spiš. 1997. Spišská Nová Ves, SAŽP.
- FILČÁK, R., 2004. Chudoba a životné prostredie – prípad marginalizovaných rómskych osád. (online), (cit. 19.4.2017), Dostupné na: <https://euractiv.sk/analyzy/rovnost-sanci/chudoba-a-zivotne-prostredie-pripad-marginalizovanych-roms/>.
- FILČÁK, R., 2012. Living beyond the pale: environmental justice and the Roma minority. Budapest; New York, Central European University Press, 237 pp.
- FRANCOVÁ, J., 2005. Analýza znečistenia ovzdušia podnikom Kovohuty Krompachy. In: Zborník z VI. vedeckej konferencie doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov. Nitra, FPrV UKF, 154 – 157.
- GONDAŠOVÁ I., 2008. Zdravie rómskych žien v osadách a možnosti zlepšenia. Revue ošetrovateľstva, sociálnej práce a laboratórnych metód 14 (1): (online), (cit. 15.6.2017), Dostupné na: http://www.ruvzvolen.sk/doc/zdravie_romskych_zien.doc.
- HUDÁČEK, M., 2000. Vplyv banskej činnosti na vybrané zložky životného prostredia v oblasti stredného Spiša. Podzemná voda, 2: 198 – 209.
- KOVOHUTY KROMPACHY ekologický audit – skládka Halňa. EC Enviconsult Žilina a Ekotoxikologické centrum Bratislava, 1996, 97 pp.
- KOŠČOVÁ, M. et al., 2005. Zhodnotenie mikrobiálnej kontaminácie povodia Hornádu. Acta Montanistica Slovaca 10 (1): 280-286.
- KROKUSOVÁ, J. – ČECH, V., 2007. Transformácia banskej krajiny na príklade obce Rudňany. Zborník z konferencie Česká geografie v evropském prostoru. České Budejovice: 1105 – 1111.
- MALATINSKÝ, K. – POPOVIČ, M., 1985. Z dejín baníctva v Rudňanoch. Košice: Východoslovenské vydavateľstvo, 136 pp.
- MARKOVIČ, J., 1970. 25 rokov Železnorudných baní Spišská Nová Ves. Košice: Východoslovenské vydavateľstvo, 280 pp.
- MAZÚR, E. - LUKNIŠ, M., 1980. Geomorfologické členenie SSR. 1:500 000. Bratislava, Slovenská kartografia.
- MICHÁLEK, A., 2012. Teoreticko-konceptuálne východiská výskumu priestorových a regionálnych disparít. Acta Geographica Universitatis Comenianae, 56 (1): 25 – 43.
- PARALIČOVÁ, Z. – JARČUŠKA, P. – HUDÁČKOVÁ, D., 2015. Infekčné choroby u marginalizovaných skupín Rómov žijúcich v osadách. Via pract. 12 (3): 111–113.
- RAJČÁKOVÁ, E. – ŠVEC OVÁ, A., 2009. Regionálne disparity na Slovensku. Geographia Cassoviensis, 3 (2): 142 -149.
- SEPKOWITZ, K. L., 2006. Health of the world's Roma population. The Lancet 367 (9524): 1707–8.
- STEGE R, T. (eds.), 2007. Making the Case for Environmental Justice in Central and Eastern Europe. Budapest, Center for Environmental Policy and Law, Environmental Justice Program; Health and Environment Alliance (HEAL). (online) Dostupné z: <http://www.envsci.ceu.hu/publications/2007/121>
- ŠIMOŇÁKOVÁ, M. 2011. Rómovia v Rudňanoch sa boja banských závalov. *Novoveský korzár* 9.6.2011
- ŠVIHLOVÁ, D. et al., 2011. Environmentálna politika a regionálne disparity. Banská Bystrica, Univerzita Mateja Bela, 139 pp.
- TAKÁČ, P. et al., 2008. Ťažké kovy v pôdach stredného Spiša. Acta Montanistica Slovaca 13 (1): 82-86.
- TEMKOVIČ, P., 1998. Environmentálny akčný program Strednospišskej ohrozenej oblasti. *Enviro*magazín (3) 4: 22 - 23.
- TOPORCEROVÁ, M., 2009. Do závalového pásma v ozia odpad z Prakoviec. *Spišský korzár*, 17.2.2009
- ZIMMERMANN OVÁ, K., 2000. Vysoké koncentrácie ťažkých kovov v hubách v spišskom regióne. *Enviro*magazín, 5 (2): 30.
- <https://www.enviroportal.sk/spravy/kat21>

Časopis je jedným z výsledkov realizácie projektu: „Inovácia vzdelávacieho a výskumného procesu ekológie ako jednej z nosných disciplín vedomostnej spoločnosti“, TMS: 26110230119, podporeného z operačného programu Vzdelávanie, spolufinancovaného zo zdrojov EÚ.

Editor: RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Recenzenti: Ing. Mária BABOŠOVÁ, PhD.
RNDr. Dušan BARABAS, CSc.
Ing. Lenka BOBULESKÁ, PhD.
RNDr. Lenka DEMKOVÁ, PhD.
doc. Ing. Alexander FEHÉR, PhD.
Ing. Jozef OBOŇA, PhD.
prof. Ing. Slavomír STAŠIOV, PhD.
doc. Lyudmyla SYMOCHKO, CSc.
Ing. Stanislav TORMA, PhD.

Redakčná rada:

Predseda:

doc. Mgr. Martin HROMADA, PhD.

Výkonný redaktor:

RNDr. Adriana ELIAŠOVÁ, PhD.

Členovia:

RNDr. Ema GOJDIČOVÁ, PhD.
Mgr. Tomáš JÁSZAY, PhD.
prof. PaedDr. Ján KOŠČO, PhD.
Mgr. Peter MANKO, PhD.
doc. RNDr. Ivan ŠALAMON, CSc.
RNDr. Marcel UHRIN, PhD.

Adresa redakcie: Acta Universitatis Prešovensis – Folia Oecologica
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra 1,
081 16 Prešov
Slovensko
Tel: 051 / 75 70 358
e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove
Sídlo vydavateľa: Ulica 17. novembra 15, 080 01 Prešov
IČO vydavateľa: 17 070 775
Periodicita: 2x ročne
Jazyk: slovenský
Poradie vydania: 1/2017
Dátum vydania: júl 2017

ISSN1338-080X
EV 3883/09