



Biodiversity & Environment

Volume 12

Number 2

Prešov 2020

BIODIVERSITY & ENVIRONMENT

(Acta Universitatis Prešovensis, Folia Oecologica)

Ročník 12., číslo 2.



Európska únia
Európsky sociálny fond



**VÝSKUMNÁ
AGENTÚRA**

Prešov 2020

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

Editor: RNDr. Adriana Eliašová, PhD.

Recenzenti: RNDr. Beáta Baranová, PhD.
RNDr. Alexander Csanády, PhD.
PaedDr. Jakub Fedorčák, PhD.
Dilian Georgiev, PhD.
Mgr. Tomáš Jászay, PhD.
Lujza Keresztes, PhD.
doc. Fedir Kurtyak, PhD.
RNDr. Vladimír Langraf, PhD.
RNDr. Libuša Lengyelová, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
RNDr. Marek Renčo, PhD.
RNDr. Michal Rendoš, PhD.

Redakčná rada:

Predseda: doc. Mgr. Martin Hromada, PhD.

Výkonný redaktor: RNDr. Adriana Eliašová, PhD.

Členovia: RNDr. Mária Balážová, PhD.
RNDr. Michal Baláž, PhD.
RNDr. Alexander Csanády, PhD.
RNDr. Lenka Demková, PhD.
prof. PaedDr. Ján Koščo, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
doc. Ruslan Maryichuk, CSc.
doc. Ing. Milan Novikmec, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
Ing. Marek Svitok, PhD.
Mgr. Iveta Škodová, PhD.
doc. RNDr. Marcel Uhrin, PhD.

Adresa redakcie: Biodiversity & Environment
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra č. 1
081 16 Prešov
Tel: 051 / 75 70 358
e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove

Sídlo vydavateľa: Ulica 17. novembra č. 15, 080 01 Prešov

IČO vydavateľa: 17 070 775

Periodicita: 2 čísla ročne

Jazyk: slovenský/anglický/český

Poradie vydania: 2/2020

Dátum vydania: december 2020

Foto na obálke: *Parus palustris* (autor Mgr. Stanislav Greš)

Za jazykovú úpravu príspevkov zodpovedajú autori.

ISSN 1338-080X (print)

ISSN 2585-9242 (online)

EV 3883/09

OBSAH / CONTENTS

Libor DVOŘÁK – Jozef OBOŇA – Andrea PARIMUCHOVÁ – Michal RENDOŠ <i>New faunistic records of mosquito Culiseta glaphyoptera (Schiner, 1864) from subterranean habitats in eastern Slovakia</i>	<i>4</i>
Kateřina DVOŘÁKOVÁ – Libor DVOŘÁK – Artur KUKANIJA – Jozef OBOŇA <i>Selected Diptera from beer traps in three biotopes at Klyucharky village near Mukachevo town (Western Ukraine).....</i>	<i>11</i>
Alexander CSANÁDY Príspevok k poznatkom o výskyte denných motýľov (Lepidoptera: Papilionoidea) okolia obcí východného Slovenska, časť 7 – Belejovce a Regetovka (Ondavská vrchovina) <i>Contribution to the knowledge of the butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) distribution in surrounding of villages from north-eastern Slovakia, part 7 – Belejovce and Regetovka (the Ondavská Highlands)</i>	<i>19</i>
Lenka BOBUESKÁ – Valentína LOŠONCZIOVÁ – Lenka DEMKOVÁ – Július ÁRVAY – Dagmar HAVIAROVÁ Monitoring a potenciálne ohrozenie jaskynných ekosystémov rizikovými prvkami v okolí Ponickéj jaskyne <i>Monitoring and potentially threatening of cave ecosystems by risk elements in the vicinity of Ponická cave</i>	<i>35</i>
Daniela GRUEOVÁ – Patrícia KRAUSOVÁ – Lenka DEMKOVÁ – Lenka BOBUESKÁ – Vincent SEDLÁK – Mária KONEČNÁ – Marta MYDLÁROVÁ BLAŠČÁKOVÁ – Janka PORÁČOVÁ Porovnanie kvality a kvantity silice <i>Solidago canadensis</i> L. a jej alelopatickej aktivity z troch lokalít v závislosti od vzdialenosti k priemyselnému parku <i>Comparison of the quality and quantity of Solidago canadensis L. essential oil and its allelopathic activity from three localities in dependence to the distance to industrial park</i>	<i>51</i>
Jozef OBOŇA – Beáta BARANOVÁ – Martin HROMADA <i>Overlooked importance of watering trough for Yellow-bellied toad in extensively used agricultural areas</i>	<i>66</i>
Beáta BARANOVÁ Niekoľko poznámok k výskytu <i>Brosicus cephalotes</i> L. (Coleoptera: Carabidae) v rámci človekom umelo vytvorených stanovišť <i>Some notes on the occurrence of Brosicus cephalotes L. (Coleoptera: Carabidae) in man-made habitats</i>	<i>69</i>

NEW FAUNISTIC RECORDS OF MOSQUITO *CULISETA GLAPHYROPTERA* (SCHINER, 1864) FROM SUBTERRANEAN HABITATS IN EASTERN SLOVAKIA

Libor DVOŘÁK¹ – Jozef OBOŇA² – Andrea PARIMUCHOVÁ³ – Michal RENDOS^{2,*}

ABSTRACT

In this paper, we present the findings of 14 females Culiseta glaphyroptera (Schiner, 1864) in six Slovak caves. The issue of species abundance / rarity in Slovakia is discussed in relation to new knowledge on distribution of Cs. glaphyroptera in neighbouring countries.

KEYWORDS

Diptera, Culicidae, rare species, Western Carpathians, subterranean shelters, distribution

INTRODUCTION

The mosquitoes (family Culicidae) are at the centre of worldwide entomological research due to their importance as vectors of a wide range of debilitating viral and parasitic diseases affecting both humans and animals (BECKER et al., 2010). For this reason, Culicidae belongs to one of the most studied dipteran families in Slovakia as well as abroad (e.g. ORSZÁGH et al., 2001, 2009; ORSZÁGH, 2004; BOCKOVÁ et al., 2013). Knowledge of their ecosystem function and conservation status are still, however, very scarce (TÖRÖK et al., 2020). At present, there are 55 species of mosquitoes known in Slovakia (e.g. ORSZÁGH et al., 2001, 2009; ORSZÁGH, 2004; STRELKOVÁ & HALGOŠ, 2012; BOCKOVÁ et al., 2013; BLAŽEJOVÁ et al., 2018; OBOŇA et al., 2020). The mosquito *Culiseta glaphyroptera* (Schiner, 1864) represents one of the rarest species of the above family being currently considered a vulnerable species in Slovakia (JEDLIČKA & STLOUKALOVÁ, 2001). Very little is still known about the life cycle and ecology of *Cs. glaphyroptera*. The larvae of *Cs. glaphyroptera* undergo development in semi-shaded and cool breeding sites. They are commonly found in the riverbeds of small mountain streams with a high content of organic detritus (fallen leaves in particular), or even in the litotelsms that occasionally occur on the large rocks along streams after spring floods (e.g. BECKER et al., 2010). The larvae can be observed until the end of autumn (approximately the end of November) when the cycle of species reproduction ceases. During this period, adults of *Cs. glaphyroptera* (Fig. 1) begin to seek subterranean shelters, such as shallow caves, mines, or cellars, where they hibernate throughout winter. It is assumed that the females feed on blood sucking from birds or small mammals living in forest habitats. *Cs. glaphyroptera*

1 Tři Sekery 21, CZ-353 01 Mariánské Lázně, Czech Republic; e-mail: lib.dvorak@seznam.cz

2 Department of Ecology, Faculty of Humanities and Natural Sciences, University of Prešov, 17. novembra 1, SK-081 16 Prešov, Slovakia; e-mail: jozef.obona@unipo.sk, michal.rendos@unipo.sk

3 Department of Zoology, Institute of Biology and Ecology, Faculty of Science, P. J. Šafárik University, Moyzesova 11, 041 54 Košice, Slovakia; e-mail: andrea.parimuchova@upjs.sk

* Corresponding author.

is widespread across the mountains of central and south-eastern Europe (BECKER et al., 2010). There are some discrepancies in the knowledge of *Cs. glaphyoptera* distribution in Slovakia. MINÁŘ & HALGOŠ (1997) listed the species at six sites, while ORSZÁGH et al. (2001) and ORSZÁGH (2004) stated *Cs. glaphyoptera* from seven mapping quadrants in the following mountain ranges: Malá Fatra Mts., High Tatras Mts., Belianske Tatras Mts., Slovak Paradise Mts., Vihorlat Mts. and Štiavnické vchy Mts. The occurrence of *Cs. glaphyoptera* in subterranean environment has been documented in several European countries (KOŠEL, 1999, 2004; TÓTH & KENYERES, 2012; DVOŘÁK, 2012, 2014; TÖRÖK et al., 2018; DVOŘÁK & WEBER, 2019).



Figure 1. A hibernating female of *Culiseta glaphyoptera* (photo: Jaromír Bartoš).

MATERIAL AND METHODS

Samples of *Cs. glaphyoptera*, published in this paper, come from several shallow caves (the total length of the cave corridors rarely exceeds 110 m) formed in two small karst areas near the villages of Malá Lodina (the karst area is often referred to as the Ružín Karst) and Veľký Folkmar (the Karst of the Bujanovské vrchy Hills) in eastern Slovakia (Čierna hora Mts., Western Carpathians). Specimens of diverse nematoceran Diptera were collected during winter 2019–20 on the cave walls (Fig. 2) using fine entomological tweezers and fixed in 96% ethyl alcohol. Subsequently, in the laboratory, we sorted the members of Culicidae family out of the collected dipteran material and *Cs. glaphyoptera* were morphologically identified using the determination key by MASLOV (1989).

In the below review of published data on *Cs. glaphyoptera*, for each site, we state an abbreviation of the geomorphological unit which particular site belongs to, i.e. BU – Busov Mts., ČH – Čierna hora Mts., MF – Malá Fatra Mts., SP – Slovak Paradise, ŠT – Štiavnica Mts., TA – Tatra Mts. and VI – Vihorlat Mts. We use the same abbreviations in the list of Material examined and in Fig. 3. In addition, at each site in the review, we indicate a developmental stage of the mosquitoes, i.e. lar. – larva/e, pup. – pupa/e, ims. – imago/es recorded in summer, imw. – imago/es recorded in winter.

As regards new examined material of *Cs. glaphyoptera*, we arranged data for each collected site as follows: cadastral territory, grid mapping codes of the Databank of

the Slovak fauna (DFS) in square brackets [], locality, cave entrance altitude (m a.s.l.), date, collectors, specimen number.



Figure 2. Collecting nematoceran Diptera hibernating on a cave wall (photo: Lubomír Kováč).

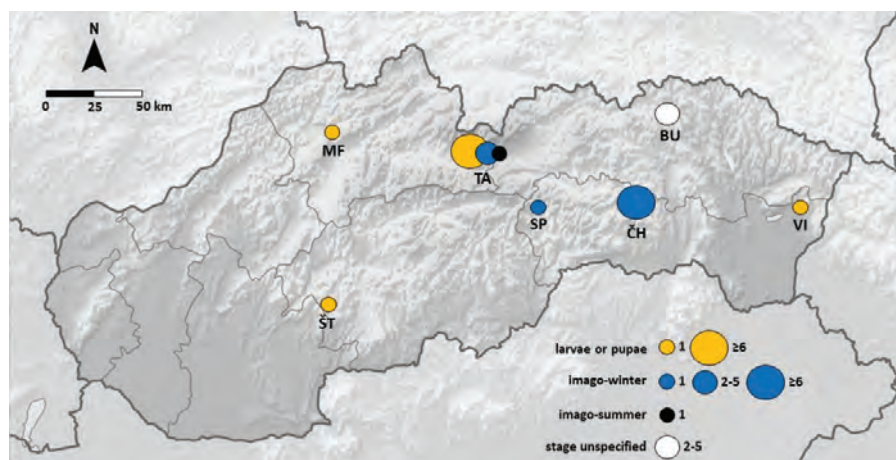


Figure 3. Hitherto known distribution of *Culiseta glaphyoptera* in Slovakia based on published data and new findings. Different circle diameters indicate the number of sites within the geomorphological units where the species was found. Different colouring of the circles indicates developmental stage of the mosquitoes. The full names of abbreviated geomorphological units are provided in Material and methods. (Orig.: Michal Rendoš).

RESULTS

Review of published data

Hereinafter, we present all available published data on *Culiseta glaphyroptera* (Schiner, 1864) from Slovakia:

EDWARDS (1921): Bartfa (= Bardejov), BU. TRPIŠ (1955): Tatranská Lomnica, TA, lar. THURZO (1955): Počúvadlo, ŠT, lar. MIHÁLYI (1959): Bártfa (= Bardejov), BU. TRPIŠ (1960): Tatranská Kotlina, TA, lar. + pup.; Tatranská Lomnica, TA, lar.; Vyšné Hágy, TA, lar.; Štôla, TA, lar.; Štrbské pleso, TA, lar. + pup. TRPIŠ (1965): Vihorlat, VI, lar. LAŠTOVKA (1974): Tatra Mts, TA, lar. + ims. MINÁŘ & HALGOŠ (1997): Varín, MF, lar. KOŠEL (1999): Vlčie Diery Cave, SP, imw. ORSZÁGH et al. (2001): without new records, map of species occurrence in Slovakia provided. KOŠEL (2004): Alabastrová jaskyňa Cave, TA, imw.; Ladová Pivnica Cave, TA, imw. ORSZÁGH (2004): without new records, summary of data published.

Material examined

A total of 14 hibernating females of *Cs. glaphyroptera* were collected in early 2020 in the caves of the Ružín Karst (4 caves) and the Karst of the Bujanovské vrchy Hills (2 caves).

Ružín Kras, ČH: Malá Lodina, [7192], Veľká Ružínska jaskyňa Cave, 614 m a.s.l., 19.1.2020, M. Rendoš; A. Parimuchová, 4 ♀♀. Malá Lodina, [7192], Malá kvapľová jaskyňa Cave, 602 m a.s.l., 19.1.2020, M. Rendoš; A. Parimuchová, 1 ♀. Malá Lodina, [7192], Antonova jaskyňa Cave, 600 m a.s.l., 19.1.2020, M. Rendoš; A. Parimuchová, 2 ♀♀. Malá Lodina, [7192], Hadia jaskyňa Cave, 580 m a.s.l., 19.1.2020, M. Rendoš; A. Parimuchová, 2 ♀♀. **Karst of the Bujanovské vrchy Hills, ČH:** Veľký Folkmar, [7192], Predná Veľká jaskyňa Cave, 400 m a.s.l., 29.2.2020, M. Rendoš; A. Parimuchová, 2 ♀♀. Veľký Folkmar, [7192], Úkrytová jaskyňa Cave, 636 m a.s.l., 29.2.2020, M. Rendoš; A. Parimuchová, 3 ♀♀.

Note: *Culiseta annulata* (Schränk, 1776), species closely related to *Cs. glaphyroptera*, was found in Antonova jaskyňa Cave 4 ♀♀; Hadia jaskyňa Cave 11 ♀♀; Predná Veľká jaskyňa Cave 9 ♀♀ and Úkrytová jaskyňa Cave 1 ♀.

DISCUSSION

In several Central European countries, *Culiseta glaphyroptera* is considered a rare mountain species. This is, for instance, the case of Hungary (TÓTH & KENYERES, 2012; TÖRÖK et al., 2018), Germany (KAMPEN et al., 2013), Austria (W. LECHTHALER, pers. comm.), and Poland (WEGNER, 1991; KUBICA-BIERNAT, 1999).

Cs. glaphyroptera has been included into the red list of threatened animals of the Czech Republic classified as “vulnerable species” (VU) and is considered one of the seven rarest mosquito species (MINÁŘ, 2005). However, DVOŘÁK (2012, 2014) implied, after examining a large number of subterranean shelters, that *Cs. glaphyroptera* seems to be relatively common and widespread mosquito, at least in western part of the

country. *Cs. glaphyroptera* was similarly included into the Slovak red list as one of four vulnerable Diptera (JEDLIČKA & STLOUKALOVÁ, 2001). In the latest catalogue of Slovak mosquitoes, ORSZÁGH (2004) reported the occurrence of this mosquito species in several localities. Since then, no new records on *Cs. glaphyroptera* have been published from Slovakia.

Except for the above mass occurrence of *Cs. glaphyroptera* in the Czech Republic DVOŘÁK (2012, 2014), there are other recent records of the species from subterranean habitats in several Central as well as West European countries, specifically Hungary (TÖRÖK et al., 2018), Erz Mts. in eastern Germany, Allgäu region in southern Germany (KAMPEN et al., 2013) and Rhineland-Palatinate in western Germany (DVOŘÁK & WEBER, 2019). On the contrary, no specimen was found during the research of mosquitoes in similar habitats in Austria (ZITTRA et al., 2019).

CONCLUSIONS

There are only few records of *Cs. glaphyroptera* known from Slovakia. This indicate that the species occurrence is presumably rare on its territory. The rarity of *Cs. glaphyroptera* is supported by practically all previous foreign studies focused on the mosquito summer occurrence.

A systematic research carried out recently in subterranean habitats revealed *Cs. glaphyroptera* to be common in the Czech Republic (DVOŘÁK, 2012, 2014), but rather rare in Austria (ZITTRA et al., 2019). So far, similar research has been carried out neither in Slovakia, nor in its neighbouring countries (Poland, Hungary, Ukraine). Therefore, we assume more comprehensive research into subterranean habitats (caves, galleries, cellars, bunkers) could clarify whether *Cs. glaphyroptera* is a rare mosquito species in Slovakia or, conversely, it is common and widespread.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to V. Košel and I. Országh for providing us with important literary sources. We thank our colleagues J. Bartoš and L. Kováč who willingly provided us with the photographs used as annexes in this paper. We express our gratitude to the journal editor as well as two anonymous reviewers for their constructive comments, which helped us to improve the early version of the manuscript. This study was partly supported by the project FAN (B) "First insight into diversity of invertebrates in the Slovak epikarst" and by the Cultural and Educational Grant Agency under the contract No. 005PU-4/2019 and the Slovak Scientific Grant Agency, contract No. VEGA-1/0012/20.

LITERATURE

- BECKER, N. – PETRIC, D. – ZGOMBA, M. – BOASE, C. – MADON, M. – DAHL, C. – KAISER, A., 2010. Mosquitoes and their control. Springer Science & Business Media, 608 pp.
- BLAŽEJOVÁ, H. – ŠEBESTA, O. – RETTICH, F. – MENDEL, J. – ČABANOVÁ, V. – MITERPÁKOVÁ, M. – BETÁŠOVÁ, L. – PEŠKO, J. – HUBÁLEK, Z. – KAMPEN, H. – RUDOLF, I., 2018. Cryptic species *Anopheles daciae* (Diptera: Culicidae) found in the Czech Republic and Slovakia. Parasitology Research, 117: 315-321.

NEW FAUNISTIC RECORDS OF MOSQUITO *CULISETA GLAPHYROPTERA* (SCHINER, 1864)
FROM SUBTERRANEAN HABITATS IN EASTERN SLOVAKIA

- BOCKOVÁ, E. – KOČIŠOVÁ, A. – LETKOVÁ, V., 2013. First record of *Aedes albopictus* in Slovakia. *Acta Parasitologica*, 58/4: 603-606.
- DVOŘÁK, L. – WEBER, D., 2019. First record of *Culiseta glaphyroptera* (Schiner, 1864) (Diptera: Culicidae) from Rhineland-Palatinate, Germany. *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv*, 56: 303-306.
- DVOŘÁK, L., 2012. *Culiseta glaphyroptera* (Schiner, 1864): a common species in the southwestern Czech Republic. *European Mosquito Bulletin*, 30: 66-71.
- DVOŘÁK, L., 2014. Invertebrates found in underground shelters of western Bohemia. I. Mosquitoes (Diptera: Culicidae). *Journal of the European Mosquito Control Association*, 32: 27-32.
- EDWARDS, F.W., 1921. A Revision of the Mosquitoes of the Palaearctic Region. *Bulletin of Entomological Research*, 12: 263-351.
- JEDLIČKA, L. – STLOUKALOVÁ, V., 2001. Červený (ekozozologický) zoznam dvojkrídlavcov (Diptera) Slovenska [Red (ecozological) list of Diptera of Slovakia], pp. 139–142. In: BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P. (eds): Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska [Red list of plants and animals of Slovakia]. *Ochrana prírody*, 20 (Supplementum): 1-160.
- KAMPEN, H. – KRONEFELD, M. – ZIELKE, D. – WERNER, D., 2013. Three rarely encountered and one new *Culiseta* species (Diptera: Culicidae) in Germany. *Journal of the European mosquito control Association*, 31: 36-39.
- KOŠEL, V., 1999. Summer and winter parietal Nematocera (Diptera) in a cave in the Slovakian Carpathians. In: JEDLIČKA, L. (ed.), *Dipterologica bohemoslovaca*. Vol. 9. Slovak Entomological Society, Bratislava, pp. 97-101.
- KOŠEL, V., 2004. Parietal Diptera in caves of the Belianske Tatry Mts (Slovakia, the Western Carpathians). I. Introduction and species spectrum. *Acta Facultatis Ecologiae*, 12 (Supplementum 1): 69-74.
- KUBICA-BIERNAT, B. 1999. Distribution of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in Poland. *European Mosquito Bulletin*, 5: 1-17.
- LAŠTOVKA, P., 1974. Fungivoridae (= Mycetophilidae), Culicidae. *Zborník Prác o Tatranskom Národnom Parku*, 16: 160-162.
- MASLOV, A.V., 1989. Blood-sucking mosquitoes of the subtribe *Culisetina* (Diptera, Culicidae) in world fauna. English translation by Amerind Publishing Company, New Delhi, India 248 pp. (Original in Russian: Krovososushchie komary podtriby Culisetina (Diptera, Culicidae) mirovoi fauny. Akademiya Nauk SSSR, Opredeliteli po Faune SSSR, Izdavaemye Zoologicheskimi, Institutom Akademii Nauk SSSR, Number 93, Nauka Publishers, Leningrad, USSR, 1967).
- MIHÁLYI, F., 1959. Revision der aus dem Karpatenbecken stammenden Stechmücken der ungarischer Dipteren-Sammlungen. *Rovartani Közlemények (Folia Entomol. Hung.)*, ser. nova, 12: 139-162.
- MINÁŘ, J. – HALGOŠ, J., 1997. Zoogeographically significant mosquitoes in the territory of Bohemia and Slovakia. *Dipterologica bohemoslovaca* 8. *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykiana Brunensis, Biologia*, 95: 129-132.
- MINÁŘ, J., 2005. Culicidae (komároviti) [Culicidae (mosquitoes)], p. 268. In: FARKAČ, J. – KRÁL, D. – ŠKORPÍK, M. (eds): Červený seznam ohrozených druhů České republiky. Bezobratlí [Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp.
- OBOŇA, J. – KANAŠOVÁ, K. – MICHÁLKO, M. – MANKO, P., 2020. The Mosquitoes of Prešov Town (Slovakia) – a pilot study. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales*, 69: 249-257.
- ORSZÁGH, I. – HALGOŠ, J. – JALILI, N. – LABUDA, M., 2001. Mosquitoes (Diptera, Culicidae) of Slovakia II. *European Mosquito Bulletin*, 11: 1-26.
- ORSZÁGH, I. – MINÁŘ, J. – HALGOŠ, J., 2009. Culicidae Meigen, 1818. In: JEDLIČKA, L. – KÚDELA, M. – STLOUKALOVÁ, V. (eds): Checklist of Diptera of the Czech Republic and Slovakia. Electronic version 2. <http://www.edvis.sk/diptera2009/families/culicidae.htm> (accessed 1. 6. 2020).
- ORSZÁGH, I., 2004. Catalogue of mosquitoes (Diptera: Culicidae) of Slovakia. *Biologia, Bratislava*, 59/ Suppl. 15: 69-156.
- STRELKOVÁ, L. – HALGOŠ, J., 2012. Mosquitoes (Diptera, Culicidae) of the Morava River floodplain, Slovakia. *Open Life Sciences*, 7(5): 917-926.

- THURZO, V., 1955. Výskyt komára *Theobaldia glaphyoptera* Schiner na Slovensku [Occurrence of *Theobaldia glaphyoptera* Schiner mosquitoes in Slovakia]. *Biológia*, Bratislava, 10: 370-371.
- TÖRÖK, E. – HOCHKIRCH, A. – SOLTÉSZ, Z. – TSCHARNTKE, T. – BATÁRY, P., 2020. The Unmeasured ecological effect of mosquito control. – *European Journal of Ecology*, 6(1): 71-76.
- TÖRÖK, E. – UJVÁROSI, B.-L. – KOLCSÁR, L.-P. – KERESZTES, L., 2018. Revised checklist and new faunistic data of the Romanian Culicidae (Insecta, Diptera). *Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Biológia*, 43/2: 11-25.
- TÓTH, S. – KENYERES, Z., 2012. Revised checklist and distribution maps of mosquitoes (Diptera, Culicidae) of Hungary. *European Mosquito Bulletin*, 30: 30-65.
- TRPIŠ, M., 1955. K poznaniu komárov Považia (Diptera, Culicidae) [A contribution to the knowledge of Považie mosquitoes (Diptera, Culicidae)]. *Biológia*, Bratislava, 10: 507-511.
- TRPIŠ, M., 1960. Stechmücken des Tatra-Nationalparks. *Biol. Práce*, 6/6: 1-59.
- TRPIŠ, M., 1965. Verbreitung der Stechmücken (Diptera, Culicidae) in der Ostslowakei. *Entomological Problems*, 5: 71-100 + 20 Taf.
- WEGNER, E., 1991. Komary kłujące (Diptera, Culicidae) Świętokrzyskiego Parku Narodowego [Bloodsucking mosquitoes of the Świętokrzyski National Park]. *Fragmenta faunistica*, 35/5: 65-81.
- ZITTRA, C. – MOOG, O. – CHRISTIAN, E. – FUEHRER, H.-P., 2019. DNA-aided identification of *Culex mosquitoes* (Diptera: Culicidae) reveals unexpected diversity in underground cavities in Austria. *Parasitology Research*, 118: 1385-1391.

SELECTED DIPTERA FROM BEER TRAPS IN THREE BIOTOPES AT KLYUCHARKY VILLAGE NEAR MUKACHEVO TOWN (WESTERN UKRAINE)

Kateřina DVOŘÁKOVÁ¹ – Libor DVOŘÁK¹ – Artur KUKANIJA² – Jozef OBOŇA^{3,}*

ABSTRACT

Results of beer trapping of in three biotopes in Klyucharky village near Mukachevo town (Ukraine) are presented. More attention of some Diptera families (Limoniidae, Anisopodidae, Culicidae, Ulidiidae, Platystomatidae, Heleomyzidae, Drosophilidae) is paid. Three invasive species were recorded: Callopistromyia annulipes Macquart, 1855, Euxesta notata (Wiedemann, 1830) (both Ulidiidae), and Drosophila suzukii (Matsumura, 1931) (Drosophilidae). The most interesting species recorded is boreoalpine Suillia lineitergum (Heleomyzidae).

KEYWORDS

Diptera, Limoniidae, Anisopodidae, Culicidae, Ulidiidae, Platystomatidae, Heleomyzidae, Drosophilidae, beer traps, Ukraine, invasive species

INTRODUCTION

The bait trapping is a good method for capturing insects, which are attracted by the fermenting materials as a food source. The method is not expensive and using the trap is easy. Authors have large experience with this method (e.g. DVOŘÁK, 2014; DVOŘÁK & DVOŘÁKOVÁ, 2012, 2020; DVOŘÁK et al., 2017, 2019; DVOŘÁKOVÁ, 2008; MANKO et al., 2019).

The purpose of the study was to analyze the fauna of selected Diptera groups caught with the use of beer traps.

MATERIAL AND METHODS

Three biotopes in one small area (cca 2 km²) were studied by beer traps. A big transparent plastic bottle (1.5 liters, with a circular opening in the upper third of the bottle laterally) was filled with 0.3 liter of beer was hung 1–2 m above ground on a branch of a tree or a shrub (Fig. 1). Two traps were installed in each locality, one with a larger opening than the other. Traps were exposed in three periods: 9.-23.5.2020, 13.-28.7.2020, and 27.8.-11.9.2020. The material was collected by A. Kukanija, then sorted and sent to specialists. K. Dvořáková determined Heleomyzidae, L. Dvořák Anisopodidae, Platystomatidae, and Ulidiidae and J. Oboňa Culicidae, Drosophilidae, and Limoniidae. Some of the specimens studied are deposited in the collections of these authors (see Tab. 3).

1 *Trži Sekery 21, Mariánské Lázně, 353 01, Czech Republic; e-mails: k.marsova@seznam.cz, lib.dvorak@seznam.cz*

2 *Department of Biology, Faculty of Humanities and Natural Sciences, University of Prešov, 17. novembra 1, 081 16 Prešov, Slovakia; e-mail: artur.kukaniia@smail.unipo.sk*

3 *Department of Ecology, Faculty of Humanities and Natural Sciences, University of Prešov, 17. novembra 1, 081 16 Prešov, Slovakia; e-mail: jozef.obona@unipo.sk*

* *Corresponding author*



Figure 1. Beer trap at locality abandoned field (photo: A. Kukaniia).

Localities under study

Area: Ukraine. Klyucharky village. SW closely by Mukachevo town. 115 m a.s.l.

1. Garden – 48.415236, 22.642765, garden by family house, bordered with another gardens and with field (Fig. 2).
2. Abandoned field – 48.406433, 22.651504. Ruderal vegetation with grass and shrubs between village and forest (Fig. 3).
3. Forest – 48.406547, 22.661034. Small deciduous forest (ca. 2×6 km) between abandoned field and periphery of Mukachevo town (Fig. 4).



Figure 2. Locality garden (photo: A. Kukaniia).



Figure 3. Locality abandoned field
(photo: A. Kukaniia).



Figure 4. Locality forest
(photo: A. Kukaniia).

RESULTS AND DISCUSSION

Overall, it was captured throughout the research 3 208 insect samples (more detail see in Tab. 1).

Table 1. The overview of captured insect individuals in present study.

	forest	garden	abandoned field
9.5. - 23.5.	306	524	87
13.7. - 28.7.	345	1 003	577
27.8. - 11.9.	81	131	154
total amount	732	1 658	818

In the samples at all localities, Diptera dominated (total number 2 593 individuals, see Tab. 2) which represents approximately 81 % of all captured samples. The following groups followed Lepidoptera, Hymenoptera, Coleoptera, Mecoptera, Heteroptera, and Neuroptera. The most insect specimens were caught in the garden; in the first and second collection periods the most specimens were caught in the garden, in third period in abandoned field.

Table 2. The systematic overview of captured insect individuals in present study.

	forest	garden	abandoned field
Coleoptera	97	20	20
Diptera	477	1 560	556
Heteroptera	0	1	0
Hymenoptera	91	20	102
Lepidoptera	66	56	111
Mecoptera	1	0	29
Neuroptera	0	1	0

The closer attention was paid in present study only selected Diptera families (see Tab. 3 and text below). Sciaridae, Scatopsidae, Cecidomyiidae, Hybotidae, and more Brachycera groups were also recorded but undetermined. Coleoptera dominated in forest. Diptera, Heteroptera and Neuroptera in garden and Hymenoptera, Lepidoptera and Mecoptera in abandoned field.

Table 3. The detailed overview of closer determined Diptera taxa.

family	species	9. - 23.5.	9. - 23.5.	9. - 23.5.	13. - 28.7.	13. - 28.7.	13. - 28.7.	27.8. - 11.9.	27.8. - 11.9.	27.8. - 11.9.
		forest	garden	abandoned field	forest	garden	abandoned field	forest	garden	abandoned field
Limoniidae	<i>Metalimnobia (Metalimnobia) bifasciata</i> (Schrank, 1781)				6					
Limoniidae	<i>Metalimnobia (Metalimnobia) quadrimaculata</i> (Linnaeus, 1761)				3					
Anisopodidae	<i>Sylvicola cinctus</i> (Fabricius, 1787)		1		3	2	1			
Anisopodidae	<i>Sylvicola punctatus</i> (Fabricius, 1787)					2	2			
Culicidae	<i>Aedes (Aedimorphus) vexans</i> (Meigen, 1830)					6				
Culicidae	<i>Culex (Culex) pipiens pipiens</i> Linnaeus, 1758					3				
Ulidiidae	<i>Calloptromyia annulipes</i> Macquart, 1855		2			1				
Ulidiidae	<i>Euxesta notata</i> (Wiedemann, 1830)		1			1				
Ulidiidae	<i>Otites ruficeps</i> (Fabricius, 1805)			15						
Ulidiidae	<i>Physiphora alceae</i> (Preyssler, 1791)					2				
Platystomatidae	<i>Platystoma seminatione</i> (Fabricius, 1775)		6	2		1	2			
Heleomyzidae	<i>Suillia affinis</i> (Meigen, 1830)				1					
Heleomyzidae	<i>Suillia gigantea</i> (Meigen, 1830)				3					
Heleomyzidae	<i>Suillia lineitergum</i> (Pandelle, 1901)				1					
Heleomyzidae	<i>Suillia variegata</i> (Loew, 1862)				1					
Drosophilidae	<i>Drosophila suzukii</i> (Matsumura, 1931)							1	1	8

Limoniidae

A total of 243 species of the family Limoniidae were previously known to occur in Ukraine (OOSTERBROEK, 2020). We are captured two relatively common species in present research. All specimens were caught in forest.

***Metalimnobia (Metalimnobia) bifasciata* (Schränk, 1781)**

This is a Palaearctic and Oriental species, common in Europe and Asia, known from Ukraine (OOSTERBROEK, 2020).

***Metalimnobia (Metalimnobia) quadrimaculata* (Linnaeus, 1761)**

This is a Holarctic species, common in Europe, Asia and the USA, known from Ukraine (OOSTERBROEK, 2020).

Anisopodidae

Altogether three species of Anisopodidae are to be known from Ukraine (DVOŘÁK et al., 2019b; DE JONG, 2013). We are captured two of them in present research.

***Sylvicola cinctus* (Fabricius, 1787)**

Common species with large European distribution.

***Sylvicola punctatus* (Fabricius, 1787)**

Common species, widely distributed across Europe.

Culicidae

The mosquitoes (family Culicidae) are at the centre of worldwide entomological research because of their importance as vectors of a wide range of debilitating viral and parasitic diseases affecting both humans and animals (BECKER et al., 2010). In present study, only males were captured and only in garden. Males feed on plant juices as a source of carbohydrates. The presence of mosquitoes in beer traps is therefore interesting. We do not assume that they would be attracted to bait, they probably used a trap as a place of shelter.

***Aedes (Aedimorphus) vexans* (Meigen, 1830)**

Species distributed almost worldwide and can be found in nearly every country in Europe (BECKER et al., 2010).

***Culex (Culex) pipiens pipiens* Linnaeus, 1758**

Widespread species in the Holarctic region and found throughout Europe (BECKER et al., 2010).

Ulidiidae

Altogether 37 species of this family are known from Ukraine according to present knowledge (KAMENEVA et al., 2020), from which four species were captured in present research.

***Callopistromyia annulipes* Macquart, 1855**

Invasive North American species published from Ukraine by DVOŘÁK et al. (2019a). This is the second record from Ukraine. All specimens were caught in garden.

***Euxesta notata* (Wiedemann, 1830)**

Invasive North American species published from Ukraine by DVOŘÁK et al. (2019a). This is the second record from Ukraine. All specimens were caught in garden.

***Otitus ruficeps* (Fabricius, 1805)**

Common species in Europe, known from many parts of Ukraine (KAMENEVA et

al., 2020). All specimens were caught in abandoned field.

***Physiphora alceae* (Preyssler, 1781)**

Common species in Europe, known from Ukraine (KAMENEVA et al., 2020). All specimens were caught in garden.

Platystomatidae

According to present knowledge, five species of Platystomatidae are known from Ukraine (KAMENEVA et al., 2020). We have the single species in present research.

***Platystoma seminatione* (Fabricius, 1775)**

Common species in the Europe, known from Ukraine (KAMENEVA et al., 2020). All specimens were caught in garden and abandoned field.

Heleomyzidae

Only 41 species of Heleomyzidae are known from Ukraine (WOŹNICA, 2013). Four species were captured in present research, all of them in the forest. It is not surprising, because family Heleomyzidae includes predominantly forest species.

***Suillia affinis* (Meigen, 1830)**

Common West Palaearctic species, one of the most frequent species of Heleomyzidae captured by bait traps (e.g., DVOŘÁKOVÁ, 2008).

***Suillia gigantea* (Meigen, 1830)**

A generally rare submediterranean species.

***Suillia lineitergum* (Pandelle, 1901)**

According to WOŹNICA & KLASA (2009) it is a boreomontane species, known from single localities only. A single specimen was captured in our research, but in material from beer traps from Mordovia State nature reserve (Russia) are tens specimens from 13 localities (K. Dvořáková, unpubl. data), so probably this species is more frequent in suitable conditions than previously recognized.

***Suillia variegata* (Loew, 1862)**

A generally rare species. MARTINEK (2001) stated, that *S. variegata* is a thermophilous species, which expands towards north because of warming climate, but according to WOŹNICA (2015) is possible, that distribution of this species is Subatlantic.

Drosophilidae

About 51 valid species have been recorded in Ukraine (BÄCHLI, 2020). In present study 716 drosophilid individuals was captured in traps, what represents 22.3 % of all captured insects individuals in present study (or 27.6% of all dipteran samples). The closer attention was paid only for *D. suzukii*.

***Drosophila suzukii* (Matsumura, 1931)**

Ukraine is on the invasion front of spotted-wing *D. suzukii* spreading in Europe. It is globally important pest. Individuals of the species were recorded only at last trapping period (27.8. - 11.9), which corresponds with MARIYCHUK et al. (2020). The individuals were present at each of the collecting sites, most of them were caught in abandoned field.

CONCLUSIONS

In the present study, 16 selected Diptera species from 7 families were studied in detail: Limoniidae (2 spp.), Anisopodidae (2 spp.), Culicidae (2 spp.), Ulidiidae (4 spp.), Platystomatidae (1 sp.), Heleomyzidae (4 spp.), and Drosophilidae (1 sp.). *Callopistromyia annulipes* and *Euxesta notata* (Ulidiidae) were recorded second time from Ukraine. Three invasive species were recorded: *Callopistromyia annulipes* and *Euxesta notata* (Ulidiidae) and *Drosophila suzukii* (Drosophilidae), so that beer traps are usable for monitoring invasive species. In general, it seems that Klyucharky hosts Pannonian entomofauna (e.g., *Suillia gigantea*) with influence of the Carpathians (e.g., *Suillia lineitergum*).

The forest was preferred by families Limoniidae and Heleomyzidae. Only in the garden were caught Culicidae, and some species from family Ulidiidae (*E. notata*, *C. annulipes*). The species *O. ruficeps* was found only in abandoned field. The abandoned field and garden was preferred by family Platystomatidae. At each of the three examined sites were caught specimens from families Anisopodidae and Drosophilidae.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank editor and anonymous reviewers for their valuable and constructive comments on the first version of the manuscript. This work was supported by the grant agency KEGA Project No. 005PU-4/2019 and by the Slovak Research and Development Agency under the contract No. APVV-16-0236 and by the Slovak Scientific Grant Agency, contract No. VEGA-1/0012/20.

REFERENCES

- BÄCHLI, G., 2020. TaxoDros, the database on taxonomy of Drosophilidae (Database 2017/7). <http://taxodros.unizh.ch> (accessed 4.11.2020).
- BECKER, N. – PETRIC, D. – ZGOMBA, M. – BOASE, C. – MADON, M. – DAHL, C. – KAISER, A., 2010. Mosquitoes and their control. Springer Science & Business Media, 608 pp.
- DVOŘÁK, L., 2014. Window gnats (Diptera: Anisopodidae) from beer traps in various countries across Europe. *Mitteilungen der Schweizerischen entomologischen Gesellschaft*, 87: 247–254.
- DVOŘÁKOVÁ, K., 2008. Heleomyzidae and Lauxaniidae (Diptera, Brachycera, Acalyptrata) trapped in the Czech Republic with syrup and fermented fruit. *Linzer Biologische Beiträge*, 40(1): 507–515.
- DVOŘÁK, L. – DVOŘÁKOVÁ, K., 2012. Využitelnost pastí se sirupem a kvasícím ovocem pro faunistický výzkum různých skupin hmyzu: příkladová studie (Utilization of syrup and fermented fruits-baited traps for faunistic survey of various insect groups: a case study). *Erica*, 19: 119–127.
- DVOŘÁK, L. – DVOŘÁKOVÁ, K., 2020. Výsledky odchytu vybraných skupin hmyzu pomocí vinných pastí na Mariánskolázeňsku. (Results of capturing selected insect groups using wine traps in the Mariánské Lázně (Marienbad) Region). *Západočeské entomologické listy*, 11: 37–47, www.entolisty.cz
- DVOŘÁK, L. – HAENNI, J.-P. – MÁCA, J. – MARIYCHUK, R. – OBOŇA, J., 2017. Some insects (Dermaptera, Diptera, Mecoptera) from beer traps in Uzhhorod City (Ukraine). *Acta Universitatis Prešovensis, Folia Oecologica*, 9(2): 11–17.
- DVOŘÁK, L. – HAENNI, J.-P. – DVOŘÁKOVÁ, K. – KAMENEVA, E.P. – MARIYCHUK, R. – MANKO P. – OBOŇA, J. – KORNEYEV V.A., 2019a. Some insects from beer traps in Westernmost Ukraine. *Ukrainska Entomofaunistica*, 10(2): 1–6.

- DVOŘÁK, L. – KOLCSÁR, L. P. – GEORGIEV, D. – MARIYCHUK R., 2019b. New and interesting records of window-gnats (Anisopodidae: Diptera) from Europe. *Klapalekiana*, 55(3–4): 187–192.
- DVOŘÁKOVÁ, K., 2008. Heleomyzidae and Lauxaniidae (Diptera, Brachycera, Acalyptrata) trapped in the Czech Republic with syrup and fermented fruit. *Linzer Biologische Beiträge*, 40(1): 507–515.
- DE JONG, H., 2013. Fauna Europaea: Anisopodidae. In: Beuk, P. – Pape, T. (eds): *Fauna Europaea: Diptera: Brachycera*. Fauna Europaea, version 2.6.2. <http://www.faunaeur.org> (accessed 4.11.2020).
- KAMENEVA, E.P. – POPOV, G.V. – KORNEYEV, V.A., 2020. On the checklist of Ukrainian Diptera Tephritoidea: Ulidiidae, Platystomatidae, Pyrgotidae. *Ukrainska Entomofaunistica*, 11(3): 23–28.
- MANKO, P. – DEMKOVÁ, L. – KOHÚTOVÁ, M. – OBOŇA, J., 2019. Efficiency of traps in collecting selected Diptera families according to the used bait: comparison of baits and mixtures in a field experiment. *European Journal of Ecology*, 4(2): 92–99.
- MARIYCHUK, R. – KOZERETSKA, I. – SERGA, S. – MANKO, P. – OBOŇA, J., 2020. Current state of invasion of *Drosophila suzukii* (Matsumura, 1931) in Ukraine. *European Journal of Ecology*, 6(1), 51–57.
- MARTINEK, V., 2001. New or scarce Acalyptrate flies (Diptera) found in the forest of the Czech and Slovak Republics. *Journal of forest science*, 47: 523 – 528.
- OOSTERBROEK, P., 2013. Fauna Europaea: Limoniidae. In: Beuk, P. & Pape, T. (eds), *Fauna Europaea: Diptera Brachycera*. Fauna Europaea version 2.6.2. <http://www.faunaeur.org/> (accessed 4.11.2020).
- OOSTERBROEK, P., 2020. Catalogue of the crane flies of the World (Insecta, Diptera, Nematocera, Tipuloidea) [online]. <https://ccw.naturalis.nl/> (accessed 4.11.2020).
- WOŹNICA, A., 2013. Fauna Europaea: Heleomyzidae. In: Beuk, P. – Pape, T. (eds), *Fauna Europaea: Diptera Brachycera*. Fauna Europaea version 2.6.2. <http://www.faunaeur.org/> (accessed 4.11.2020).
- WOŹNICA, A., 2015. *Suillia variegata* (Loew, 1862) nowy dla fauny Polski gatunek blotniszki (Diptera: Heleomyzidae). *Dipteron*, 31: 59–64.
- WOŹNICA, A. – KLASA, A., 2009. Heleomyzid flies of the Ojców National Park, with notes on *Suillia lineitergum* (Pandellé, 1901) – a species new to the fauna of Poland (Diptera: Heleomyzidae). *Fragmenta faunistica*, 52 (2): 181–190.

**PRÍSPEVOK K POZNATKOM O VÝSKYTE DENNÝCH
MOTÝLOV (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA) OKOLIA
OBCÍ VÝCHODNÉHO SLOVENSKA, ČASŤ 7 – BELEJOVCE
A REGETOVKA (ONDAVSKÁ VRCHOVINA)**

**CONTRIBUTION TO THE KNOWLEDGE OF THE
BUTTERFLIES (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA)
DISTRIBUTION IN SURROUNDING OF VILLAGES FROM
NORTH-EASTERN SLOVAKIA, PART 7 – BELEJOVCE AND
REGETOVKA (THE ONDAVSKÁ HIGHLANDS)**

Alexander CSANÁDY¹

ABSTRACT

The author investigated butterflies of superfamily Papilionoidea in the surrounding of villages Belejovce (49°22'32.6"N, 21°32'38.6"E, 456 m a.s.l.) and Regetovka (49°25'14.1"N, 21°16'23.4"E, 476 m a.s.l.) during years 2018–2020. This study builds on the results obtained in the study area of north-eastern Slovakia and complement faunistic data which may be the basis for further ecological evaluation. Totally were identified 59 species (58 spp. in Belejovce and 47 in Regetovka) and 2 861 individuals (1 927 ind. in Belejovce and 934 ind. in Regetovka) belonging to 5 families. Among species were also recorded 7 species with vulnerable status of threatened of European and National importance (Parnassius mnemosyne, Aporia crataegi, Lycaena dispar, L. alciphron, Brenthis ino, Melitaea phoebe and M. diamina). According to the habitat preferences of butterflies were recorded: 15 ubiquitous species, 27 mesophilic species, 12 xerothermophilic species, 4 hygrophilous and 1 tyrphophilous species. Similarly, studied sites represents a set of several microhabitats, which creates favourable conditions for the survival of several species. The obtained data helps to spread knowledge of butterflies in the territory of north-eastern Slovakia (Ondavská Highlands).

KEYWORDS

Belejovce and Regetovka villages, north-eastern Slovakia, Ondavská vrchovina Mts., Lepidoptera

Úvod

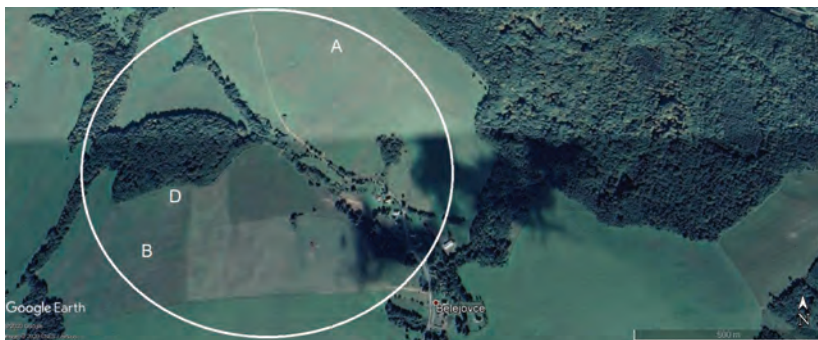
Ondavská vrchovina patrí k najzachovalejším prírodným regiónom východného Slovenska na území Prešovského kraja v okresoch Bardejov, Svidník, Stropkov, Vranov nad Topľou a Humenné. Orograficky je územie súčasťou oblasti Nízkych Beskyd, ktoré sú súčasťou subprovincie Vonkajších Východných Karpát (DOSTÁL, 1981; MAZÚR a kol. 1986; NEMČOK a kol., 1990). Intenzívnym výskumom zameraným na biodiverzitu denných motýľov (Lepidoptera: Papilionoidea) sledovanej oblasti sa už od roku 2011 zaoberá autor predkladanej práce (CSANÁDY, 2020). Autor sumarizáciou starších a vlastných dlhodobých prieskumov potvrdil výskyt viacerých pozoruhodných druhov s európskym významom (KULFAN a KULFAN, 2001; VAN SWAAY a kol., 2010).

¹ Katedra biológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, 17. novembra č. 1, SK-080 01 Prešov, Slovensko; e-mails: alexander.csanady@unipo.sk, alexander.canady@gmail.com

Hlavným cieľom predkladaného príspevku je pokračovanie vo faunistickom zhodnotení sledovaných území a rozšíriť poznatky o výskyte denných motýľov na severovýchodnom Slovensku.

MATERIÁL A METÓDY

V rokoch 2018–2019 bol uskutočnený výskum denných motýľov v okolí obce Belejovce ($49^{\circ}22'32,6''\text{N}$, $21^{\circ}32'38,6''\text{E}$, 456 m n.m.) a v rokoch 2019–2020 v okolí obce Regetovka ($49^{\circ}25'14,1''\text{N}$, $21^{\circ}16'23,4''\text{E}$, 476 m n.m.). Obce sú situované na severovýchodnom Slovensku (podsústava Karpaty, provincia Východné Karpaty, subprovincia Vonkajšie Východné Karpaty, oblasť Nízke Beskydy a orografický celok Ondavská vrchovina) a ich vzájomná vzdialenosť vzdušnou čiarou predstavuje približne 20 km.



Obrázok 1. Odchytné plochy v okolí obce Belejovce (Zdroj: ©2019 Google, Image©2020CNES/Astrium).

Figure 1. Capture areas of capture of butterflies in the vicinity of Belejovce (Source: ©2019 Google, Image©2020CNES/Astrium).



Obrázok 2. Odchytné plochy v okolí obce Regetovka (Zdroj: ©2019 Google, Image©2020CNES/Astrium).

Figure 2. Capture areas of capture of butterflies in the vicinity of Regetovka (Source: ©2019 Google, Image©2020CNES/Astrium).

Výskum bol realizovaný entomologickou sieťou alebo priamym pozorovaním v priebehu mesiacov apríl až september na vybraných študijných plochách (B a D) použitím transektovej metódy (POLLARD, 1977). Rovnako boli jedince odchyťované a zaznamenávané („zig-zag“ metódou) aj pri prechode obcou alebo územím katastra obce (A, Obr. 1, 2).

Metodika odchyty v jednotlivých líniiach (B, D) resp. prechodom katastra obcí (A) bola uskutočnená rovnakou metodikou ako je uvedené v predchádzajúcich prácach (napr. ČANÁDY, 2011, 2012, 2014, 2015; ČSANÁDY, 2019). To znamená, že pri líniových odchytach bol dodržaný odchyt na ploche 0,12 ha (dĺžka x šírka línie: 230 x 5 metrov).

Odchyty boli uskutočnené na lúčnych stanovištiach a biotopoch, ktoré sú typické najčastejším výskytom denných motýľov. Pre zaznamenania vzácnejších druhov, alebo druhov viazaných na špecifickejšie biotopy boli vyhľadávané aj iné typy stanovišť napr. s krovitým zárastom, okraje lesných, vodných či podmáčaných biotopov. Všetky zaznamenané letiace resp. sediace jedince boli determinované priamo v teréne, zároveň boli jedincom zotrené krídelné šupiny tak aby nedošlo k poškodeniu krídel a aby sa predišlo ich opätovnému spočítaniu. Údaje o výskyte druhov boli zaznamenané do terénneho protokolu a len v nevyhnutnom prípade boli ťažko určiteľné druhy odoberané k ďalšiemu laboratórnemu spracovaniu a determinované pomocou určovacích kľúčov a atlasov (JAKŠIČ, 1998; SLAMKA, 2004).

Odchytené druhy motýľov boli zaradené do príslušných čeľadí podľa systematickej klasifikácie (PASTORÁLIS a kol., 2013).

Na základe biotopovej väzby (BENEŠ a kol., 2002), boli motýle rozdelené do piatich skupín: (U): ubikvista: druh, schopný žiť na všetkých biotopoch, vrátane agrocenóz a ruderalov; (M1): mozofil-1: druhy žijúce na otvorených biotopoch predovšetkým na mezofilných lúkach; (M2): mezofil-2: druhy preferujúce rozhranie lesných a lúčnych biotopov, lesné lúky a svetliny a pod.; (M3): mezofil-3: druhy žijúce v lesných biotopoch; (X1): xerotermofil-1: druhy žijúce na otvorených xerotermných biotopoch, prevažne na nízko stebelných stepných trávnikoch a skalných stepiach; (X2): xerotermofil-2: lesostepné a krovinové druhy; (H): hygofil: druhy žijúce na podmáčaných lúkach a slatinách (eutrofných mokradiach); (T): tyrfofil: druhy oligotrofných mokradí, buď tyrfobiontné (žijúce len na rašeliniskách) alebo tyrfofilné druhy (preferujúce rašeliniská).

Podľa mobility boli motýle rozdelené do deviatich kategórii: (1): extrémne sedentárne; (2): veľmi sedentárne; (3): sedentárne (4): skôr sedentárne; (5): menej sedentárne; (6): ochotné rozptýlenia; (7): mobilné; (8): veľmi mobilné; (9): extrémne mobilné (BARTONOVA a kol., 2014).

Druhy boli zároveň podľa klasifikácie TISCHLER (1949) zaradené do piatich stupňov dominancie: eudominantné (Ed) > 10,0 %, dominantné (Do) 5 až 9,9 %, subdominantné (Su) 2 až 4,9 %, recedentné (Re) 1 až 1,9 % a druhy subrecedentné (Sr) < 0,9 %.

Na porovnanie druhovej zhody (podobnosti) porovnávaných študijných lokalít boli použité indexy identity: Jaccardov index (Ja) a Sørensenov index (Sö). Druhovú

rozmanitosť bola vyjadrená pomocou Shannon-Weaverovho indexu diverzity a vyrovnanosti (H a J). Na vypočítanie príslušných indexov a porovnanie diverzít oboch lokalít (pomocou diverzity t-testu) bol použitý štatistický program PAST verzia 3.11 (HAMMER a kol., 2001). Rovnako na porovnanie početnosti spoločných druhov v oboch lokalitách bol použitý chí-kvadrát test (χ^2) za použitia štatistického programu GraphPad Prism version 5.01 (GraphPad Software, Inc., San Diego, California, USA).

Biotopy a dátumy odchytov:

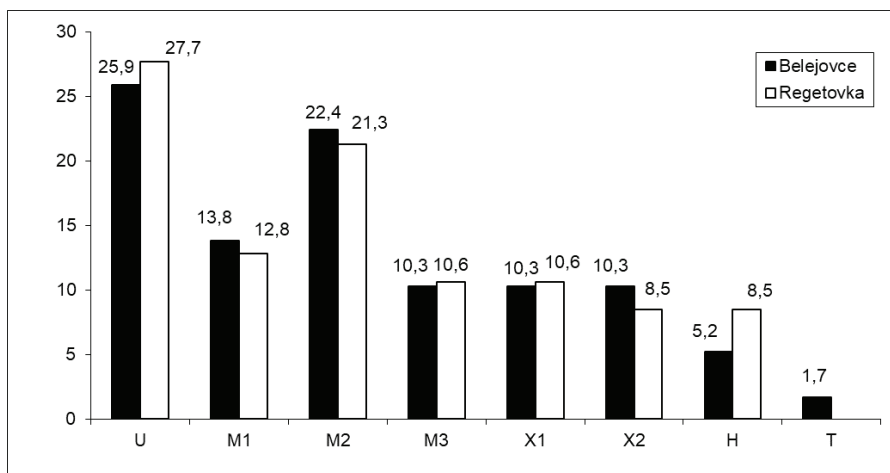
Belejovce: motýle boli zaznamenané počas 13 odchytových termínov na vybraných študijných plochách s cieľom pokryť čo najväčšie spektrum biotopov (Obr. 1): 15.04.2018 – (A); 12.05.2018 – (A, B, D); 09.06.2018 – (A, B, D); 03.07.2018 – (A, B, D); 08.08.2018 – (A, B, D); 25.08.2018 – (A, B, D); 28.09.2018 – (A, B, D); 26.04.2019 – (A, B, D); 25.05.2019 – (A, B, D); 21.06.2019 – (A, B, D); 23.07.2019 – (A, B, D); 13.08.2019 – (A, B, D); 21.09.2019 – (A).

Regetovka: motýle boli zaznamenané počas 12 odchytových termínov na vybraných študijných plochách s cieľom pokryť čo najväčšie spektrum biotopov (Obr. 2): 25.04.2019 – (A, D); 24.05.2019 – (A, B, D); 20.06.2019 – (A, B, D); 24.07.2019 – (A, B, D); 12.08.2019 – (A, B, D); 21.09.2019 – (A); 16.04.2020 – (A); 16.05.2020 – (A, B, D); 16.06.2020 – (A, B, D); 07.07.2020 – (A, B, D); 12.08.2020 – (A, B, D); 09.09.2020 – (A, B, D).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Počas prieskumu lepidopterofauny v rokoch 2018–2020 bolo celkovo zaznamenaných 2 861 jedincov 59 druhov motýľov s dennou aktivitou (Papilionoidea) patriacich do 5 čeladi. Z celkového počtu pripadalo na lokalitu Belejovce 1 927 jedincov patriacich k 58 druhom a 5 čeladiam, na lokalitu Regetovka 934 jedincov 47 druhov a 5 čeladiam (Tab. 1, 2).

Podľa biotopovej väzby motýľov bol zaznamenaný rozdielny počet pre obe lokality (Belejovce, Regetovka) samostatne (Tab. 1, Obr. 3). Celkovo bolo potvrdených pre obe lokality 15 ubikvistických druhov, 27 mezofilných druhov (8 druhov: mezofil-1, 13 druhov: mezofil-2 a 6 druhov: mezofil-3), 12 xerotermofilných druhov (6 druhov: xerotermofil-1 a 6 druhov: xerotermofil-2), 4 hygofilné druhy a 1 tyrfofilný až hygofilný druh. Okrem mezofilných (45,7 %) a ubikvistických (25,4 %) druhov, ktoré výrazne dominovali, mali významne zastúpenie aj druhy xerotermofilné (20,3%). Veľká diverzita zaznamenaných druhov (Tab. 1) tak potvrdzuje významnosť oboch sledovaných území.



Obrázok 3. Percentuálne zastúpenie denných motýľov v okolí obcí Belejovce a Regetovka (Ondavská vrchovina) rozdelené podľa ich biotopovej väzby (BENEŠ a kol., 2002): (U): ubikvista; (M1): mozofil-1; (M2): mezofil-2; (M3): mezofil-3; (X1): xerothermofil-1; (X2): xerothermofil-2; (H): hygofil; (T): tyrfofil.

Figure 3. Percentage of butterflies in the surroundings of Belejovce and Regetovka (Ondavská vrchovina Mts.) divided by their habitats (BENEŠ et al., 2002): (U): ubiquitous; (M1): mesophil-1; (M2): mesophil-2; (M3): mesophil-3; (X1): xerothermophil-1; (X2): xerothermophil-2; (H): hygrophil; (T): tyrphophil.

Tabuľka 1. Systematický prehľad odchytených denných motýľov (podľa PASTORÁLIS a kol., 2013) obce Belejovce a Regetovka. Biotopová väzba: (U): ubikvistický druh; (M1): mozofil-1; (M2): mezofil-2; (M3): mezofil-3; (X1): xerothermofil; (X2): xerothermofil-2; (H): hygofil; (T): tyrfofil (podľa BENEŠ a kol., 2002). VU – zraniteľný; LC – najmenej ohrozený; NT – takmer ohrozený; DD – nedostatočné údaje (podľa KULFAN a KULFAN, 2001); Mobilita: (1): extrémne sedentárne; (2): veľmi sedentárne; (3): sedentárne (4): skôr sedentárne; (5): menej sedentárne; (6): ochotné rozptýlenia; (7): mobilné; (8): veľmi mobilné; (9): extrémne mobilné (Bartonova a kol., 2014).

Table 1. Systematic overview of captured butterflies (according to Pastorális et al., 2013) of Belejovce and Regetovka villages. Biotope binding: (U): ubiquitous species; (M1): mesophil-1; (M2): mesophil-2; (M3): mesophil-3; (X1): xerothermophil; (X2): xerothermophil-2; (H): hygrophil; (T): tyrphophil (according to BENEŠ et al., 2002). VU – vulnerable; LC – least concern; NT – near threatened; DD – data deficient (according to KULFAN and KULFAN, 2001); Mobility: (1): Extremely sedentary; (2): very sedentary; (3): sedentary (4): rather sedentary; (5): less sedentary; (6): willing to disperse; (7): mobile; (8): very mobile; (9): extremely mobile (Bartonova et al., 2014).

	Belejovce		Regetovka		Spolu	D%	Biotop vázba	Mobilita	ČZ SR
	n	D%	n	D%					
Papilionidae									
<i>Parnassius mnemosyne</i>	11	0,6 Sr	1	0,1 Sr	12	0,4 Sr	M2	3	VU
<i>Papilio machaon</i>	24	1,2 Re	4	0,4 Sr	28	1,0 Re	U	5	LC
Hesperiidae									
<i>Erynnis tages</i>	10	0,5 Sr	5	0,5 Sr	15	0,5 Sr	X1	3	LC
<i>Pyrgus malvae</i>	2	0,1 Sr	1	0,1 Sr	3	0,1 Sr	M2	3	LC
<i>Carterocephalus palaemon</i>	7	0,4 Sr	-	-	7	0,2 Sr	M2, H	3	LC
<i>Thymelicus lineola</i>	25	1,3 Re	9	0,9 Sr	34	1,2 Re	M1	4	LC
<i>Thymelicus sylvestris</i>	60	3,1 Su	17	1,8 Re	77	2,7 Su	M2	3	LC
<i>Hesperia comma</i>	4	0,2 Sr	3	0,3 Sr	7	0,2 Sr	X1	3	LC
<i>Ochlodes sylvanus</i>	18	0,9 Sr	15	1,6 Re	33	1,2 Re	U	4	LC
Pieridae									
<i>Leptidea sinapis</i>	1	0,1 Sr	9	0,9 Sr	10	0,3 Sr	X2, M2	6	LC
<i>Leptidea juvernica</i>	90	4,7 Su	10	1,1 Re	100	3,5 Su	H, M2	6	LC
<i>Antiocharis cardamines</i>	4	0,2 Sr	7	0,7 Sr	11	0,4 Sr	M1	4	LC
<i>Aporia crataegi</i>	4	0,2 Sr	-	-	4	0,1 Sr	X2, M2	7	VU
<i>Pieris brassicae</i>	2	0,1 Sr	-	-	2	0,1 Sr	U	7	LC
<i>Pieris rapae</i>	49	2,5 Su	61	6,5 Do	110	3,8 Su	U	7	LC
<i>Pieris napi</i>	18	0,9 Sr	27	2,9 Su	45	1,6 Re	U	7	LC
<i>Colias croceus</i>	1	0,1 Sr	-	-	1	0,0 Sr	U	8	LC
<i>Colias hyale</i>	15	0,8 Sr	3	0,3 Sr	18	0,6 Sr	U	7	LC
<i>Gonepteryx rhamni</i>	13	0,7 Sr	25	2,7 Su	38	1,3 Re	M2	7	LC
Lycaenidae									
<i>Lycaena phleas</i>	3	0,2 Sr	1	0,1 Sr	4	0,1 Sr	U	4	LC
<i>Lycaena dispar</i>	9	0,5 Sr	3	0,3 Sr	12	0,4 Sr	H	3	VU
<i>Lycaena virgaureae</i>	68	3,5 Su	19	2,0 Su	87	3,0 Su	M2	4	LC
<i>Lycaena tityrus</i>	103	5,3 Do	6	0,6 Sr	109	3,8 Su	M1	3	LC
<i>Lycaena hippothoe</i>	69	3,6 Su	4	0,4 Sr	73	2,6 Su	H, M1	3	LC
<i>Lycaena alciphron</i>	11	0,6 Sr	-	-	11	0,4 Sr	M1, H	4	VU
<i>Cupido argiades</i>	37	1,9 Re	3	0,3 Sr	40	1,4 Re	X1	5	LC
<i>Cupido decolorata</i>	6	0,3 Sr	2	0,2 Sr	8	0,3 Sr	X1	2	LC
<i>Celastrina argiolus</i>	4	0,2 Sr	-	-	4	0,1 Sr	M3	5	LC
<i>Plebejus argus</i>	18	0,9 Sr	2	0,2 Sr	20	0,7 Sr	X1	3	LC
<i>Plebejus argyrognomon</i>	1	0,1 Sr	-	-	1	0,0 Sr	X1	3	LC
<i>Polyommatus semiargus</i>	11	0,6 Sr	1	0,1 Sr	12	0,4 Sr	M1, H	4	LC
<i>Polyommatus icarus</i>	111	5,8 Do	33	3,5 Su	144	5,0 Do	U	3	LC

PRÍSPEVOK K POZNATKOM O VÝSKYTE DENNÝCH MOTÝĽOV (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA)
OKOLIA OBCÍ VÝCHODNÉHO SLOVENSKA, ČASŤ 7 – BELEJOVCE A REGETOVKA (ONDAVSKÁ
VRCHOVINA)

	Belejovce		Regetovka		Spolu	D%	Biotop	Mobilita	ČZ
							vázba		SR
Nymphalidae									
Argynnis paphia	3	0,2 Sr	26	2,8 Su	29	1,0 Re	M3	4	LC
Argynnis aglaja	27	1,4 Re	-	-	27	0,9 Sr	M2	3	LC
Argynnis adippe	31	1,6 Re	8	0,9 Sr	39	1,4 Re	M2	4	LC
Argynnis niobe	1	0,1 Sr	-	-	1	0,0 Sr	M2	3	LC
Brenthis ino	-	-	1	0,1 Sr	1	0,0 Sr	H, M2	2	VU
Brenthis daphne	17	0,9 Sr	1	0,1 Sr	18	0,6 Sr	X2, M2	4	LC
Boloria selenae	87	4,5 Su	3	0,3 Sr	90	3,1 Su	M2, T	3	LC
Boloria dia	7	0,4 Sr	-	-	7	0,2 Sr	M1, X2	5	LC
Vanessa atalanta	20	1,0 Re	9	0,9 Sr	29	1,0 Re	U	9	LC
Vanessa cardui	27	1,4 Re	34	3,6 Su	61	2,1 Su	U	9	LC
Araschnia levana	33	1,7 Re	10	1,1 Re	43	1,5 Re	M2	5	LC
Aglais io	8	0,4 Sr	16	1,7 Re	24	0,8 Sr	U	7	LC
Aglais urticae	14	0,7 Sr	7	0,7 Sr	21	0,7 Sr	U	7	LC
Nymphalis polychloros	1	0,1 Sr	1	0,1 Sr	2	0,1 Sr	M3	6	LC
Nymphalis antiopa	2	0,1 Sr	10	1,1 Re	12	0,4 Sr	M3	6	LC
Nymphalis c-album	3	0,2 Sr	25	2,7 Su	28	1,0 Re	M3	6	LC
Apatura iris	8	0,4 Sr	1	0,1 Sr	9	0,3 Sr	M3	3	LC
Melitaea phoebe	5	0,3 Sr	-	-	5	0,2 Sr	X2	3	VU
Melitaea diamina	2	0,1 Sr	-	-	2	0,1 Sr	T, H	1	VU
Melitaea athalia	112	5,8 Do	4	0,4 Sr	116	4,1 Su	M2	3	LC
Coenonympha glycerion	16	0,8 Sr	2	0,2 Sr	18	0,6 Sr	X2, H	2	LC
Coenonympha pamphilus	157	8,1 Do	75	8,0 Do	232	8,1 Do	U	3	LC
Aphantopus hyperanthus	60	3,1 Su	81	8,7 Do	141	4,9 Su	M1	3	LC
Maniola jurtina	387	20,1Ed	341	3 6 , 5 Ed	728	25,4 Ed	U	4	LC
Erebia medusa	58	3,0 Su	6	0,6 Sr	64	2,2 Su	M2	3	LC
Melanargia galathea	30	1,6 Re	1	0,1 Sr	31	1,1 Re	M1	5	LC
Minois dryas	2	0,1 Sr	2	0,2 Sr	4	0,1 Sr	X2	3	LC
Spolu	1 927		934		2 861				

Odchyty potvrdili prítomnosť viacerých druhov (Tab. 1) zaradených medzi druhy ohrozené (KULFAN a KULFAN, 2001; VAN SWAAY a kol., 2010): *Parnassius mnemosyne*, *Aporia crataegi*, *Lycaena dispar*, *L. alciphron*, *Brenthis ino*, *Melitaea phoebe* a *M. diamina*. Rovnako aj druh *Iphiclidides podalirius*, ktorý počas odchyto v rokoch 2018–2019 nebol zaznamenaný, ale bol potvrdený v okolí obce Belejovce už v roku 2017 (pozri CSANÁDY, 2020). To dokazuje dôležitosť jednotlivých pozorovaní a faunistického výskumu aj jednorázovými odchytmi na území Slovenska.

Motýle a ich početnosti zo študijných lokalít (Belejovce a Regetovka) boli navzájom porovnané (Tab. 2) a bolo zaznamenaných 46 spoločných druhov, z ktorých viaceré druhy mali zároveň eudominantné, dominantné alebo subdominantné zastúpenie v spoločenstve denných motýľov na oboch študijných plochách (Tab. 1, Obr. 4). O druhovej podobnosti spoločenstiev denných motýľov svedčia aj vysoké hodnoty indexov identity, Jaccardovho ($Ja = 77,9\%$) a Sørensenovho indexu ($Sö = 87,6\%$).

Dvanásť druhov (*C. palaemon*, *A. crataegi*, *P. brassicae*, *C. croceus*, *L. alcipohron*, *C. argiolus*, *P. argyrognomon*, *A. aglaja*, *A. niobe*, *B. dia*, *M. phoebe* a *M. diamina*) boli zaznamenané len v okolí Belejoviec. Pre okolie obce Regetovka bol zaznamenaný výskyt druhu (*B. ino*). Bol potvrdený štatisticky významný rozdiel ($t = 10,401$, $p < 0,0001$) v druhovom zložení oboch lokalít a zároveň bol potvrdený vysoký stupeň druhovej diverzity a vyrovnanosti (Tab. 2). Porovnaním spoločných druhov medzi oboma porovnávanými plochami boli potvrdené štatisticky vysoko významné rozdiely v ich početnosti ($\chi^2 = 561,1$; $df = 45$; $p < 0,0001$). Prevažná väčšina zaznamenaných druhov patrila podľa stupnice mobility (BARTONOVA a kol., 2014) skôr k sedentárnym druhom, ale významné bolo aj zastúpenie mobilnejších druhov z čeľadi Pieridae a Nymphalidae (Tab. 1).

Tabuľka 2. Druhovú početnosť, početnosť jedincov a hodnoty indexov diverzity a vyrovnanosti spoločenstva motýľov okolia obcí Belejovce a Regetovka.

Table 2. Values of butterfly's diversity and balance indices at the monitored site in the vicinity of the villages Belejovce and Regetovka.

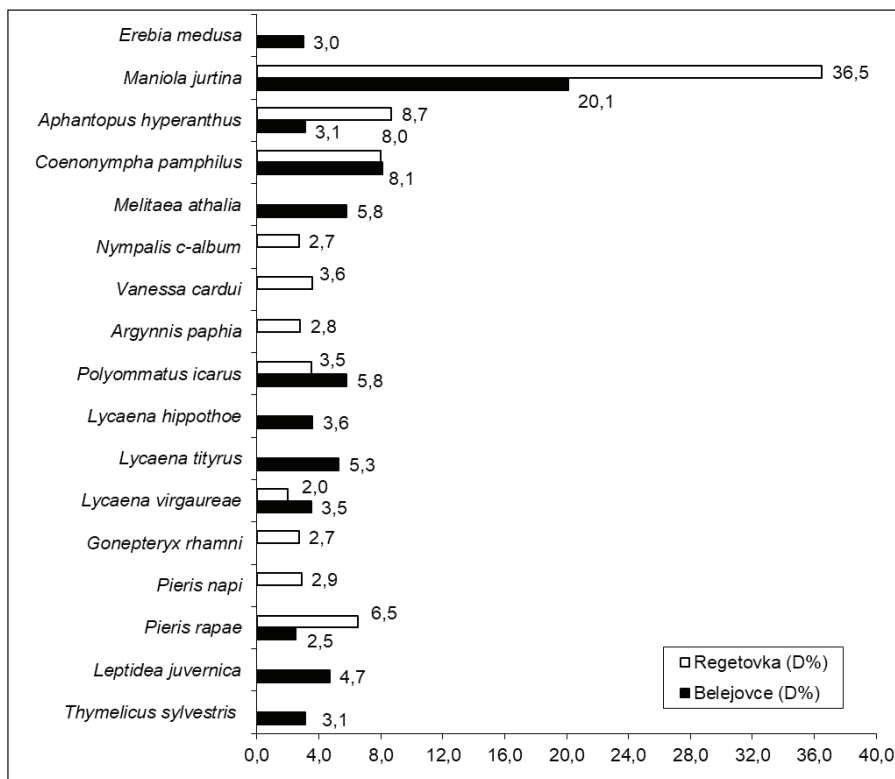
Indexy diverzity	Belejovce	Regetovka
Shannon-Weaverov index diverzity (H)	3,22	2,65
Shannon-Weaverov index ekvitivity (J)	0,79	0,69
Počet jedincov	1 927	934
Počet druhov	58	47
Diverzity t-test	$t = 10,401$, $p < 0,0001$	

Zástupcovia čeľade Papilionidae tvoria napriek nízkym početnostiam (Tab. 1), stálu zložku lepidopterocenóz na území Ondavskej vrchoviny (CSANÁDY, 2020). Významný bol najmä odchyt a potvrdenie výskytu *Parnassius mnemosyne*, pretože uvedený druh bol v posledných rokoch zaznamenaný len v okolí obce Duplín (CSANÁDY, 2020, nepubl.)

Sedem druhov bolo zaznamenaných z čeľade Hesperiiidae so subdominantným zastúpením *Thymelicus sylvestris* (Tab. 1, Obr. 4). Druh patrí k najbežnejším zástupcom čeľade a je pravidelne vo vysokých početnostiach zaznamenávaný na sledovanom území (CSANÁDY, 2020). Ostatné druhy mali len recedentné a subrecedentné zastúpenie. Pri porovnaní výskytu na jednotlivých lokalitách bolo zaznamenaných 6 spoločných druhov (Tabuľka 1), so štatisticky nevýznamným rozdielom v ich početnosti ($\chi^2 = 7,284$; $df = 5$; $p = 0,200$).

Z čeľade Pieridae bolo zaznamenaných 10 druhov, z ktorých dominovali zástupcovia dvoch rodov *Leptidea* a *Pieris* (porovnaj napr. ČANÁDY, 2011, 2012, 2014, 2015; CSANÁDY, 2019). Významnejší bol najmä odchyt a pozorovanie jedincov druhu *Aporia crataegi*, ktorého výskyt bol potvrdený len ojedinele a bol len subrecedentný. Napriek tomu, odchyt bol významným lebo sumarizácia denných motýľov Ondavskej vrchoviny od roku 1772 do 2019 (CSANÁDY, 2020) potvrdila jeho recentný výskyt

len v okolí Bardejova (MIKULA, 2013). Ostatné pozorovania boli uskutočnené v 90. tých rokoch 20. storočia. V povojnových rokoch patril k obávaným a kalamitným škodcom a bol rozšírený takmer po celom území Slovenska. Jeho prudký pokles na Slovensku bol spôsobený intenzívnou poľnohospodárskou činnosťou spojenou s agrochemikáliami. V posledných rokoch sa však jeho početnosť opäť zvyšuje, pravdepodobne dôsledkom súčasného útlmu poľnohospodárskej činnosti (KALIVODA a VÍTAZ, 2020). Pre obe porovnávané lokality bolo zaznamenaných 7 spoločných druhov (Tab. 1) so štatisticky významným rozdielom v ich početnosti ($\chi^2 = 80,87$; $df = 6$; $p < 0,0001$).



Obrázok 4. Eudominantné, dominantné a subdominantné druhy denných motýľov okolia obce Belejovce a Regetovka (Ondavská vrchovina).

Figure 4. Eudominant, dominant and subdominant species of butterflies in the vicinity of Belejovce and Regetovka (Ondavská vrchovina Mts.).

Z čeľade Lycaenidae bolo zaznamenaných 13 druhov, ale len 10 druhov (Tab. 1) bolo spoločných pre obe lokality s významným rozdielom v ich početnosti ($\chi^2 = 28,26$; $df = 9$; $p = 0,0009$). Z rodu *Lycaena* dominovali *L. tityrus* a *L. virgaureae*, ale potvrdenie výskytu ďalších dvoch druhov *L. dispar* a *L. alciphron* je dôležité

z biodiverzitného a ochranárskeho hľadiska pretože, oba druhy sú zaradené v Červenom zozname Slovenskej republiky k zraniteľným druhom. Všetky uvedené druhy boli zaznamenané aj v minulosti, aj keď len s nízkymi početnosťami. Výskyt ostatných druhov na sledovaných lokalitách nebol ničím prekvapujúcim (porovnaj CSANÁDY, 2020).

Druhovu najpočetnejšou skupinou motýľov bola čeľaď Nymphalidae s 27 druhmi, z ktorých viaceré mali výraznejšie zastúpenie v spoločenstve (Tab. 1, Obr. 4). Spoločných pre obe porovnávané lokality bolo 21 druhov s významným rozdielom v ich početnosti ($\chi^2 = 310,0$; $df = 20$; $p < 0,0001$). Druhy uvedené v Červenom zozname SR so súčasným statusom zraniteľnosti boli tiež potvrdené (*Brenthis ino*, *Melitaea phoebe* a *M. diamina*).

Údaje o spoločenstvách denných motýľov v oboch sledovaných lokalitách naznačili výskyt viacerých vzácných a ohrozených druhov s afinitou predovšetkým na xerothermné či hygrofilné biotopy otvorenej krajiny. Preto je veľmi dôležité dodržiavať vhodný manažment obhospodarovania ekosystémov podliehajúcich prirodzenej sukcesii (BARTUŠOVÁ a PANIGAJ, 2004).

POĎAKOVANIE

Poďakovanie patrí obyvateľom skúmaných obcí za ich trpezlivosť a ústretovosť počas výskumu.

LITERATÚRA

- BARTONOVÁ, A. – BENES, J. – KONVIČKA, M., 2014. Generalist-specialist continuum and life history traits of Central European butterflies (Lepidoptera) – are we missing a part of the picture? *European Journal of Entomology*, 111(4): 543–553.
- BARTUŠOVÁ, Z. – PANIGAJ, L., 2004. Vplyv obhospodarovania lúčnych porastov na štruktúru cenóz denných motýľov (Lepidoptera: Zygaenoidea, Hesperioidea et Papilionoidea). *Ochrana prírody*, 23: 253–264.
- BENEŠ, J. – KONVIČKA, M. – DVOŘÁK, J. – FRIC, Z. – HAVELDA, Z. – PAVLÍČKO, A. – VRABEC, V. – WEIDENHOFFER, Z., (eds.) 2002. Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana I., II. SOM, Praha, 68–79.
- ČANÁDY, A., 2011. Príspevok k výskytu denných motýľov (Hesperioidea, Papilionoidea) okolia obcí východného Slovenska, časť I. – Duplín (Ondavská vrchovina). *Folia faunistica Slovaca*, 16(2): 79–83.
- ČANÁDY, A., 2012. Príspevok k faunistike denných motýľov (Lepidoptera: Rhopalocera) z východného Slovenska za roky 2008–2011. *Folia faunistica Slovaca*, 17(2): 151–157.
- ČANÁDY, A., 2014. Príspevok k výskytu denných motýľov (Lepidoptera: Papilionoidea) okolia obcí východného Slovenska, časť 2 – Potoky (Ondavská vrchovina). *Folia faunistica Slovaca*, 19(3): 251–260.
- ČANÁDY, A., 2015. Príspevok k výskytu denných motýľov (Lepidoptera: Papilionoidea) okolia obcí východného Slovenska, časť 3 – Tokajik (Ondavská vrchovina). *Folia faunistica Slovaca*, 20(1): 95–104.
- CSANÁDY, A., 2019. Príspevok k výskytu denných motýľov (Lepidoptera: Papilionoidea) okolia obcí východného Slovenska, časť 6 – Jakušovce a Solník (Ondavská vrchovina). *Biodiversity and Environment*, 11(2): 44–63.
- DOSTÁL, L., 1981. *Ochrana prírody okresu Bardejov*, Východoslovenská vydavateľstvo, Košice, 120 pp.
- HAMMER, Ø. – HARPER, D. A. T. – RYAN, P. D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1–9.

- JAKŠIČ, N. P., 1998. Male genitalia of butterflies on Balkan Peninsula with a check-list (Lepidoptera: Hesperioidea and Papilionoidea). František Slamka, Bratislava (Slovakia), 144 pp.
- KALIVODA, H. – VÍTAZ, L., 2011. Motýle. Dostupné z: <http://www.lepidoptera.sk/motyle.html>, Prevzaté 1.11.2020.
- KULFAN, M. – KULFAN, J., 2001. Červený (ekozozologický) zoznam motýľov (Lepidoptera) Slovenska. In: BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P., (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana Prírody, 20(Suppl.): 134–137.
- MAZÚR, E. – LUKNIŠ, M. – BALATKA, B. – LOUČKOVÁ, J. – SLÁDEK, J., 1986. Geomorfologické členenie SSR a ČSSR. 1. vydanie. Bratislava (Slovenská kartografia, n. p.), mapová strana 1–2.
- MIKULA, P., 2013. K poznaniu výskytu denných motýľov (Lepidoptera: Rhopalocera) v okolí mesta Bardejova. Folia faunistica Slovaca, 18(3): 309–313.
- NEMČOK, J. – ZAKOVIČ, M. – GAŠPARIKOVÁ, V. – ĎURKOVIČ, T. – SNOPOKOVÁ P. – VRANA, K. – HANZEL, V., 1990. Vysvetlivky ku geologickej mape Pienin, Čergova, Lubovnianskej a Ondavskej vrchoviny. V mierke 1 : 50 000. Geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, 131 pp.
- POLLARD, E., 1977. A method for assessing changes in the abundance of butterflies. Biological Conservation, 12: 115–134.
- SLAMKA, F., 2004. Die Tagfalter Mitteleuropas – östliche Teil. Bestimmung-Biotope und Bionomie-Verbreitung-Gefährdung, Bratislava, Slovakia. 288 pp.
- TISCHLER, W., 1949. Grundzüge der terrestrischen Tierökologie. Braunschweig, Friedr. Vieweg, 219 pp.
- VAN SWAAY, C. – CUTTELOD, A. – COLLINS, S. – MAES, D. – LÓPEZ MUNGUIRA, M. – ŠAŠIČ, M. – SETTELE, J. – VEROVNIK, R. – VERSTRAEL, T. – WARREN, M. – WIEMERS, M. – WYNHOF, I., 2010. European red list of butterflies Luxembourg: Publications office of the European Union, ASA du Lembronnet (63)-Projet de travaux dans l'Allier. 48 pp.

APPENDIX

Prehľad motýľov podľa termínov odchyty a lokalít:

čelad' Vidlochvostovité (Papilionidae) – 2 spp. (40 ex.):

Parnassius mnemosyne (Linnaeus, 1758) – 12 ex.: Belejovce (11 ex.): 12.05.2018 – 8 ex. (A), 1 ex. (D); 09.06.2018 – 1 ex. (A); 25.05.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (1 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (A).

Papilio machaon (Linnaeus, 1758) – 28 ex.: Belejovce (24 ex.): 12.05.2018 – 1 ex. (A); 03.07.2018 – 2 ex. (A); 25.08.2018 – 1 ex. (A); 03.07.2018 – 12 ex. (A); 25.08.2018 – 1 ex. (A); 26.04.2019 – 6 ex. (A), 1 ex. (D); Regetovka (4 ex.): 25.04.2019 – 1 ex. (A), 2 ex. (D); 16.04.2020 – 1 ex. (A).

čelad': Súmračníkovité (Hesperiidae) – 7 spp. (176 ex.):

Erynnis tages (Linnaeus, 1758) – 15 ex.: Belejovce (10 ex.): 12.05.2018 – 5 ex. (A); 08.08.2018 – 1 ex. (A); 26.04.2019 – 1 ex. (A), 2 ex. (D); 25.05.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (5 ex.): 24.05.2019 – 1 ex. (A); 12.08.2020 – 4 ex. (A).

Pyrgus malvae (Linnaeus, 1758) – 3 ex.: Belejovce (2 ex.): 12.05.2018 – 2 ex. (A); Regetovka (1 ex.): 25.04.2019 – 1 ex. (A).

Cartocephalus palaemon (Pallas, 1771) – 7 ex.: Belejovce (7 ex.): 12.05.2018 – 2 ex. (A), 3 ex. (D); 25.05.2019 – 2 ex. (A).

Thymelicus lineola (Ochsenheimer, 1808) – 34 ex.: Belejovce (25 ex.): 03.07.2018 – 23 ex. (A); 21.06.2019 – 2 ex. (A); Regetovka (9 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (A); 24.07.2019 – 1 ex. (A); 07.07.2020 – 6 ex. (A); 12.08.2020 – 1 ex. (B).

Thymelicus sylvestris (Poda, 1761) – 77 ex.: Belejovce (60 ex.): 09.06.2018 – 13

ex. (A), 5 ex. (D); 03.07.2018 – 18 ex. (A), 1 ex. (B); 21.06.2019 – 21 ex. (A), 2 ex. (D); Regetovka (17 ex.); 20.06.2019 – 3 ex. (A), 2 ex. (B); 07.07.2020 – 12 ex. (A). ***Hesperia comma* (Linnaeus, 1758) – 7 ex.:** Belejovce (4 ex.); 08.08.2018 – 3 ex. (A); 23.07.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (3 ex.); 12.08.2019 – 1 ex. (B); 12.08.2020 – 2 ex. (B).

***Ochlodes sylvanus* (Esper, 1777) – 33 ex.:** Belejovce (18 ex.); 12.05.2018 – 3 ex. (A), 1 ex. (D); 09.06.2018 – 4 ex. (A); 08.08.2019 – 5 ex. (A), 1 ex. (D); 25.05.2019 – 3 ex. (A); 21.06.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (15 ex.); 20.06.2019 – 3 ex. (A), 1 ex. (B), 1 ex. (D); 16.06.2020 – 5 ex. (A), 1 ex. (D); 07.07.2020 – 3 ex. (A); 12.08.2020 – 1 ex. (D).

čelad' Mlynárikovité (Pieridae) – 10 spp. (339 ex.):

***Leptidea sinapis* (Linnaeus, 1758) – 10 ex.:** Belejovce (1 ex.); 21.06.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (9 ex.); 25.04.2019 – 3 ex. (A); 16.05.2020 – 5 ex. (A), 1 ex. (B).

***Leptidea juvernica* Williams, 1946 – 100 ex.:** Belejovce (90 ex.); 12.05.2018 – 7 ex. (A); 03.07.2018 – 16 ex. (A), 2 ex. (B), 4 ex. (D); 08.08.2018 – 7 ex. (A); 25.08.2018 – 2 ex. (A); 26.04.2019 – 35 ex. (A), 7 ex. (D); 25.05.2019 – 7 ex. (A); 23.07.2019 – 3 ex. (A); Regetovka (10 ex.); 25.04.2019 – 2 ex. (A), 3 ex. (D); 16.04.2020 – 2 ex. (A); 16.05.2020 – 1 ex. (D); 24.07.2019 – 1 ex. (A); 12.08.2020 – 1 ex. (A).

***Antocharis cardamines* (Linnaeus, 1758) – 11 ex.:** Belejovce (4 ex.); 12.05.2018 – 1 ex. (A); 26.04.2019 – 2 ex. (A); 25.05.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (7 ex.); 25.04.2019 – 3 ex. (A), 1 ex. (D); 16.04.2020 – 1 ex. (A); 16.05.2020 – 1 ex. (A), 1 ex. (D).

***Aporia crataegi* (Linnaeus, 1758) – 4 ex.:** Belejovce (4 ex.); 09.06.2018 – 3 ex. (A); 21.06.2019 – 1 ex. (B).

***Pieris brassicae* (Linnaeus, 1758) – 2 ex.:** Belejovce (2 ex.); 03.07.2018 – 1 ex. (A); 21.06.2019 – 1 ex. (A).

***Pieris rapae* (Linnaeus, 1758) – 110 ex.:** Belejovce (49 ex.); 09.06.2018 – 17 ex. (A), 1 ex. (D); 03.07.2018 – 4 ex. (A), 1 ex. (B), 2 ex. (D); 08.08.2018 – 8 ex. (A); 25.08.2018 – 2 ex. (A), 1 ex. (D); 28.09.2018 – 1 ex. (A), 1 ex. (B), 1 ex. (D); 21.06.2019 – 6 ex. (A); 21.09.2019 – 4 ex. (A); Regetovka (61 ex.); 20.06.2019 – 7 ex. (A), 1 ex. (B); 12.08.2019 – 10 ex. (A), 1 ex. (B); 21.09.2019 – 11 ex. (A); 07.07.2020 – 3 ex. (A); 12.08.2020 – 10 ex. (A); 09.09.2020 – 17 ex. (A), 1 ex. (B).

***Pieris napi* (Linnaeus, 1758) – 45 ex.:** Belejovce (18 ex.); 12.05.2018 – 2 ex. (D); 03.07.2018 – 2 ex. (A), 3 ex. (D); 08.08.2018 – 8 ex. (A), 1 ex. (D); 25.08.2018 – 2 ex. (A); Regetovka (27 ex.); 25.04.2019 – 6 ex. (A); 24.05.2019 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 20.06.2019 – 1 ex. (A), 2 ex. (D); 12.08.2019 – 2 ex. (A), 1 ex. (D); 16.04.2020 – 3 ex. (A); 16.05.2020 – 2 ex. (A), 1 ex. (D); 07.07.2020 – 2 ex. (A); 12.08.2020 – 3 ex. (D); 09.09.2020 – 1 ex. (A), 1 ex. (D).

***Colias croceus* (Fourcroy, 1785) – 1 ex.:** Belejovce (1 ex.); 21.09.2019 – 1 ex. (A).

***Colias hyale* (Linnaeus, 1758) – 18 ex.:** Belejovce (15 ex.); 28.09.2018 – 3 ex. (A); 25.5.2019 – 2 ex. (A); 21.09.2019 – 10 ex. (A); Regetovka (3 ex.); 21.09.2019 – 3 ex. (A).

***Gonepteryx rhamni* (Linnaeus, 1758) – 38 ex.: Belejovce (13 ex.):** 09.06.2018 – 5 ex. (A), 1 ex. (D); 03.07.2018 – 4 ex. (A); 26.04.2019 – 3 ex. (A); ***Regetovka* (25 ex.):** 25.04.2019 – 2 ex. (A), 4 ex. (D); 20.06.2019 – 1 ex. (A); 12.08.2019 – 3 ex. (A), 2 ex. (B), 1 ex. (D); 16.04.2020 – 7 ex. (A); 16.05.2020 – 2 ex. (A), 1 ex. (D); 12.08.2020 – 2 ex. (A).

čelad' Ohniváčikovité (Lycaenidae) – 13 spp. (525 ex.):

***Lycaena phleas* (Linnaeus, 1761) – 4 ex.: Belejovce (3 ex.):** 25.08.2018 – 1 ex. (D); 25.05.2019 – 1 ex. (A), 1 ex. (B); ***Regetovka* (1 ex.):** 21.09.2019 – 1 ex. (A).

***Lycaena dispar* (Haworth, 1802) – 12 ex.: Belejovce (9 ex.):** 08.08.2018 – 2 ex. (A); 09.06.2018 – 3 ex. (A); 21.06.2019 – 4 ex. (A); ***Regetovka* (3 ex.):** 20.06.2019 – 2 ex. (A); 07.07.2020 – 1 ex. (A).

***Lycaena virgaureae* (Linnaeus, 1758) – 87 ex.: Belejovce (68 ex.):** 09.06.2018 – 4 ex. (A), 4 ex. (D); 03.07.2018 – 14 ex. (A), 10 ex. (D); 21.06.2019 – 25 ex. (A), 3 ex. (B), 8 ex. (D); ***Regetovka* (19 ex.):** 20.06.2019 – 3 ex. (A), 1 ex. (B), 8 ex. (D); 12.08.2019 – 2 ex. (D); 16.06.2020 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 12.08.2020 – 1 ex. (B); 09.09.2020 – 1 ex. (B), 1 ex. (D).

***Lycaena tityrus* (Poda, 1761) – 109 ex.: Belejovce (103 ex.):** 12.05.2018 – 24 ex. (A), 1 ex. (B), 30 ex. (D); 08.08.2018 – 13 ex. (A), 2 ex. (D); 25.08.2018 – 1 ex. (A); 28.09.2018 – 2 ex. (D); 25.05.2019 – 25 ex. (A); 23.07.2019 – 2 ex. (A); 13.08.2019 – 3 ex. (A); ***Regetovka* (6 ex.):** 24.07.2019 – 1 ex. (A); 16.05.2020 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 12.08.2020 – 1 ex. (A), 1 ex. (B), 1 ex. (D).

***Lycaena hippothoe* (Linnaeus, 1761) – 73 ex.: Belejovce (69 ex.):** 09.06.2018 – 22 ex. (A), 2 ex. (B), 3 ex. (D); 21.06.2019 – 37 ex. (A), 4 ex. (B), 1 ex. (D); ***Regetovka* (4 ex.):** 16.06.2020 – 3 ex. (A); 07.07.2020 – 1 ex. (A).

***Lycaena alciphron* (Rottemburg, 1775) – 11 ex.: Belejovce (11 ex.):** 09.06.2018 – 4 ex. (A), 3 ex. (D); 03.07.2018 – 3 ex. (A); 21.06.2019 – 1 ex. (A).

***Cupido argiades* (Pallas, 1771) – 40 ex.: Belejovce (37 ex.):** 12.05.2018 – 4 ex. (A); 03.07.2018 – 3 ex. (A); 08.08.2018 – 4 ex. (A); 25.08.2018 – 2 ex. (A); 26.04.2019 – 10 ex. (A), 10 ex. (B); 13.08.2019 – 3 ex. (A); 21.09.2019 – 1 ex. (A); ***Regetovka* (3 ex.):** 25.04.2019 – 2 ex. (D); 24.07.2019 – 1 ex. (A).

***Cupido decolorata* (Staudinger, 1886) – 8 ex.: Belejovce (6 ex.):** 12.05.2018 – 1 ex. (A); 25.05.2019 – 5 ex. (A); ***Regetovka* (2 ex.):** 24.05.2019 – 1 ex. (A); 12.08.2020 – 1 ex. (A).

***Celastrina argiolus* (Linnaeus, 1758) – 4 ex.: Belejovce (4 ex.):** 09.06.2018 – 2 ex. (A); 03.07.2018 – 1 ex. (D); 13.08.2019 – 1 ex. (A).

***Plebejus argus* (Linnaeus, 1758) – 20 ex.: Belejovce (18 ex.):** 12.05.2018 – 2 ex. (A); 09.06.2018 – 5 ex. (A); 03.07.2018 – 1 ex. (A); 08.08.2018 – 2 ex. (A); 21.06.2019 – 3 ex. (A); 23.07.2019 – 1 ex. (A); 13.08.2019 – 4 ex. (A); ***Regetovka* (2 ex.):** 12.08.2019 – 2 ex. (A).

***Plebejus argyrognomon* (Bergsträsser, 1779) – 1 ex.: Belejovce (1 ex.):** 13.08.2019 – 1 ex. (A).

***Polyommatus semiargus* (Rottemburg 1775) – 12 ex.: Belejovce (11 ex.):** 09.06.2018 – 5 ex. (A), 1 ex. (D); 03.07.2018 – 1 ex. (A); 21.06.2019 – 4 ex. (A);

Regetovka (1 ex.): 16.06.2020 – 1 ex. (A).

***Polyommatus icarus* (Rottemburg 1775) – 144 ex.:** Belejovce (111 ex.): 09.06.2018 – 7 ex. (A); 03.07.2018 – 2 ex. (A); 08.08.2018 – 21 ex. (A), 1 ex. (D); 25.08.2018 – 12 ex. (A), 1 ex. (D); 28.09.2018 – 5 ex. (A); 21.06.2019 – 6 ex. (A), 1 ex. (B); 23.07.2019 – 1 ex. (A); 13.08.2019 – 46 ex. (A), 3 ex. (D); 21.09.2019 – 5 ex. (A); Regetovka (33 ex.): 20.06.2019 – 4 ex. (A); 24.07.2019 – 1 ex. (A); 12.08.2019 – 10 ex. (A), 3 ex. (B), 2 ex. (D); 16.06.2020 – 1 ex. (A), 2 ex. (B); 07.07.2020 – 2 ex. (A); 12.08.2020 – 2 ex. (A); 09.09.2020 – 3 ex. (A), 3 ex. (B).

čelad' Babôčkovité (Nymphalidae) – 27 spp. (1 782 ex.):

***Argynnis paphia* (Linnaeus, 1758) – 29 ex.:** Belejovce (3 ex.): 03.07.2018 – 1 ex. (D); 08.08.2018 – 1 ex. (A); 13.08.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (26 ex.): 12.08.2019 – 5 ex. (A), 10 ex. (D); 12.08.2020 – 3 ex. (A), 5 ex. (D); 09.09.2020 – 1 ex. (A), 2 ex. (D).

***Argynnis aglaja* (Linnaeus, 1758) – 27 ex.:** Belejovce (27 ex.): 09.06.2018 – 1 ex. (A); 03.07.2018 – 8 ex. (A), 1 ex. (B); 08.08.2018 – 3 ex. (A), 1 ex. (D); 21.06.2019 – 11 ex. (A), 1 ex. (B), 1 ex. (D).

***Argynnis adippe* (Denis & Schiffermüller, 1775) – 39 ex.:** Belejovce (31 ex.): 09.06.2018 – 2 ex. (A), 2 ex. (D); 08.08.2018 – 5 ex. (A); 21.06.2019 – 19 ex. (A), 1 ex. (B), 1 ex. (D); 13.08.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (8 ex.): 12.08.2020 – 6 ex. (A), 1 ex. (B); 09.09.2020 – 1 ex. (A).

***Argynnis niobe* (Linnaeus, 1758) – 1 ex.:** Belejovce (1 ex.): 21.06.2019 – 1 ex. (A).

***Brenthis ino* (Rottemburg 1775) – 1 ex.:** Regetovka (1 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (B).

***Brenthis daphne* (Denis & Schiffermüller, 1775) – 18 ex.:** Belejovce (17 ex.): 09.06.2018 – 7 ex. (A), 3 ex. (D); 21.06.2019 – 3 ex. (A), 3 ex. (B), 1 ex. (D); Regetovka (1 ex.): 16.06.2020 – 1 ex. (A).

***Boloria selene* (Denis & Schiffermüller, 1775) – 90 ex.:** Belejovce (87 ex.): 12.05.2018 – 21 ex. (A), 4 ex. (B), 15 ex. (D); 09.06.2018 – 7 ex. (A); 08.08.2018 – 24 ex. (A), 1 ex. (B), 1 ex. (D); 25.05.2019 – 5 ex. (A); 13.08.2019 – 8 ex. (A); 21.09.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (3 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (A); 12.08.2020 – 2 ex. (A).

***Boloria dia* (Linnaeus, 1758) – 7 ex.:** Belejovce (7 ex.): 12.05.2018 – 2 ex. (A); 03.07.2018 – 2 ex. (A); 08.08.2018 – 1 ex. (A); 25.08.2018 – 1 ex. (A); 13.08.2019 – 1 ex. (A).

***Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758) – 29 ex.:** Belejovce (20 ex.): 12.05.2018 – 1 ex. (A); 09.06.2018 – 4 ex. (A); 03.07.2018 – 3 ex. (A), 1 ex. (D); 08.08.2018 – 1 ex. (A); 25.08.2018 – 1 ex. (A); 28.09.2018 – 2 ex. (A); 21.06.2019 – 1 ex. (A); 21.09.2019 – 6 ex. (A); Regetovka (9 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (A); 21.09.2019 – 1 ex. (A); 12.08.2020 – 3 ex. (A); 09.09.2020 – 4 ex. (A).

***Vanessa cardui* (Linnaeus, 1758) – 61 ex.:** Belejovce (27 ex.): 25.05.2019 – 7 ex. (A), 3 ex. (B); 21.06.2019 – 10 ex. (A), 2 ex. (B), 1 ex. (D); 23.07.2019 – 1 ex. (B); 13.08.2019 – 1 ex. (A); 21.09.2019 – 2 ex. (A); Regetovka (34 ex.): 24.05.2019 – 4

ex. (A); 20.06.2019 – 17 ex. (A), 6 ex. (B), 1 ex. (D); 12.08.2019 – 4 ex. (A), 1 ex. (D); 12.08.2020 – 1 ex. (A).

***Araschnia levana* (Linnaeus, 1758) – 43 ex.:** Belejovce (33 ex.): 12.05.2018 – 2 ex. (A); 09.06.2018 – 8 ex. (A); 03.07.2018 – 7 ex. (A), 2 ex. (D); 08.08.2018 – 4 ex. (A), 2 ex. (D); 25.08.2018 – 3 ex. (A); 26.04.2019 – 4 ex. (A), 1 ex. (D); Regetovka (10 ex.): 25.04.2019 – 2 ex. (A), 4 ex. (D); 12.08.2019 – 1 ex. (A); 16.04.2020 – 1 ex. (A); 16.05.2020 – 1 (D); 12.08.2020 – 1 ex. (A).

***Aglais io* (Linnaeus, 1758) – 24 ex.:** Belejovce (8 ex.): 15.04.2018 – 1 ex. (A); 12.05.2018 – 1 ex. (A); 03.07.2018 – 3 ex. (A); 08.08.2018 – 1 ex. (A); 26.04.2019 – 1 ex. (A); 21.09.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (16 ex.): 25.04.2019 – 2 ex. (A), 5 ex. (D); 12.08.2019 – 2 ex. (A), 1 ex. (D); 21.09.2019 – 3 ex. (A); 16.04.2020 – 3 ex. (A).

***Aglais urticae* (Linnaeus, 1758) – 21 ex.:** Belejovce (14 ex.): 15.04.2018 – 1 ex. (A); 09.06.2018 – 8 ex. (A); 03.07.2018 – 1 ex. (A); 26.04.2019 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 21.06.2019 – 2 ex. (A); Regetovka (7 ex.): 20.06.2019 – 3 ex. (A), 1 ex. (B); 12.08.2019 – 2 ex. (A); 12.08.2020 – 1 ex. (A)

***Nymphalis polychloros* (Linnaeus, 1758) – 2 ex.:** Belejovce (1 ex.): 03.07.2018 – 1 ex. (D); Regetovka (ex.): 25.04.2019 – 1 ex. (D).

***Nymphalis antiopa* (Linnaeus, 1758) – 12 ex.:** Belejovce (2 ex.): 12.05.2018 – 1 ex. (A); 26.04.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (10 ex.): 25.04.2019 – 1 ex. (A), 3 ex. (D); 24.05.2019 – 1 ex. (A); 20.06.2019 – 1 ex. (D); 16.04.2020 – 2 ex. (A); 16.05.2020 – 1 ex. (D); 12.08.2020 – 1 ex. (A).

***Nymphalis c-album* (Linnaeus, 1758) – 28 ex.:** Belejovce (3 ex.): 03.07.2018 – 1 ex. (D); 08.08.2018 – 1 ex. (A); 28.09.2018 – 1 ex. (A); Regetovka (25 ex.): 20.06.2019 – 1 x. (A), 3 ex. (D); 12.08.2019 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 16.4.2020 – 4 ex. (A); 21.09.2019 – 1 ex. (A); 07.07.2020 – 1 ex. (D); 09.09.2020 – 12 ex. (A), 1 ex. (B).

***Apatura iris* (Linnaeus, 1758) – 9 ex.:** Belejovce (8 ex.): 09.06.2018 – 4 ex. (A), 1 ex. (D); 03.07.2018 – 1 ex. (D); 02.08.2019 – 2 ex. (D); Regetovka (1 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (A).

***Melitaea phoebe* (Denis & Schiffermüller, 1775) – 5 ex.:** Belejovce (5 ex.): 21.06.2019 – 4 ex. (A); 21.09.2019 – 1 ex. (A).

***Melitaea diamina* (Lang, 1789) – 2 ex.:** Belejovce (2 ex.): 08.08.2018 – 1 ex. (D); 21.06.2019 – 1 ex. (A).

***Melitaea athalia* (Rottemburg, 1775) – 116 ex.:** Belejovce (112 ex.): 12.05.2018 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 09.04.2018 – 24 ex. (A), 4 ex. (D); 08.08.2018 – 26 ex. (A), 6 ex. (D); 25.08.2018 – 4 ex. (A); 25.05.2019 – 2 ex. (A); 21.06.2019 – 18 ex. (A), 1 ex. (D); 13.08.2019 – 20 ex. (A), 5 ex. (D); Regetovka (4 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (A); 16.06.2020 – 1 ex. (D); 12.08.2020 – 1 ex. (A); 09.09.2020 – 1 ex. (D).

***Coenonympha glycerion* (Borkhausen, 1788) – 18 ex.:** Belejovce (16 ex.): 09.06.2018 – 5 ex. (A), 1 ex. (D); 03.07.2018 – 1 ex. (A); 21.06.2019 – 7 ex. (A), 2 ex. (D); Regetovka (2 ex.): 20.06.2019 – 1 ex. (A); 07.07.2020 – 1 ex. (A).

***Coenonympha pamphilus* (Linnaeus, 1758) – 232 ex.:** Belejovce (157 ex.): 12.05.2018 – 28 ex. (A), 1 ex. (B), 10 ex. (D); 09.06.2018 – 10 ex. (A), 1 ex. (D);

08.08.2018 – 33 ex. (A), 2 ex. (B), 2 ex. (D); 25.08.2018 – 1 ex. (A); 25.05.2019 – 46 ex. (A), 4 ex. (B); 23.07.2019 – 2 ex. (A); 13.08.2019 – 12 ex. (A), 2 ex. (B); 21.09.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (75 ex.); 24.05.2019 – 7 ex. (A), 2 ex. (B); 20.06.2019 – 1 ex. (A), 2 ex. (B); 24.07.2019 – 3 ex. (A), 1 ex. (B); 12.08.2019 – 11 ex. (A), 2 ex. (B), 2 ex. (D); 16.05.2020 – 20 ex. (A), 4 ex. (B), 3 ex. (D); 16.06.2020 – 6 ex. (A), 1 ex. (B), 2 ex. (D); 12.08.2020 – 7 ex. (A), 2 ex. (D); 09.09.2020 – 1 ex. (A).

***Aphantopus hyperanthus* (Linnaeus, 1758) – 141 ex.:** Belejovce (60 ex.); 09.06.2018 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 03.07.2018 – 25 ex. (A), 4 ex. (D); 21.06.2019 – 21 ex. (A), 5 ex. (D); 23.07.2019 – 2 ex. (A), 1 ex. (D); Regetovka (81 ex.); 20.06.2019 – 2 ex. (A), 2 ex. (B), 2 ex. (D); 24.07.2019 – 1 ex. (A), 07.07.2020 – 70 ex. (A), 1 ex. (B), 3 ex. (D).

***Maniola jurtina* (Linnaeus, 1758) – 728 ex.:** Belejovce (387 ex.); 09.06.2018 – 25 ex. (A), 4 ex. (D); 03.07.2018 – 50 ex. (A), 7 ex. (B), 35 ex. (D); 08.08.2018 – 70 ex. (A), 2 ex. (B), 27 ex. (D); 25.08.2018 – 9 ex. (A), 7 ex. (D); 21.06.2019 – 40 ex. (A), 3 ex. (B), 30 ex. (D); 23.07.2019 – 30 ex. (A), 10 ex. (D); 13.08.2019 – 25 ex. (A), 12 ex. (D); 21.09.2019 – 1 ex. (A); Regetovka (341 ex.); 20.06.2019 – 5 ex. (A), 12 ex. (B), 15 ex. (D); 24.07.2019 – 16 ex. (A), 3 ex. (B), 3 ex. (D); 12.08.2019 – 70 ex. (A), 4 ex. (B), 55 ex. (D); 16.06.2020 – 1 ex. (A), 1 ex. (D); 07.07.2020 – 45 ex. (A), 7 ex. (B), 10 ex. (D); 12.08.2020 – 55 ex. (A), 5 ex. (B), 20 ex. (D); 09.09.2020 – 11 ex. (A), 2 ex. (B), 1 ex. (D).

***Erebia medusa* (Denis & Schiffermüller, 1775) – 64 ex.:** Belejovce (58 ex.); 12.05.2018 – 23 ex. (A), 1 ex. (B), 2 ex. (D); 25.05.2019 – 32 ex. (A); Regetovka (6 ex.); 24.05.2019 – 1 ex. (A); 16.06.2020 – 4 ex. (A), 1 ex. (B).

***Melanargia galathea* (Linnaeus, 1758) – 31 ex.:** Belejovce (30 ex.); 03.07.2018 – 25 ex. (A), 1 ex. (B), 2 ex. (D); 23.07.2019 – 2 ex. (A); Regetovka (1 ex.); 07.07.2020 – 1 ex. (A).

***Minois dryas* (Scopoli, 1763) – 4 ex.:** Belejovce (2 ex.); 08.08.2018 – 2 ex. (A); Regetovka (2 ex.); 12.08.2019 – 2 ex. (A).

MONITORING A POTENCIÁLNE OHROZENIE JASKYNNÝCH EKOSYSTÉMOV RIZIKOVÝMI PRVKAMI V OKOLÍ PONICKEJ JASKYNE

MONITORING AND POTENTIALLY THREATENING OF CAVE ECOSYSTEMS BY RISK ELEMENTS IN THE VICINITY OF PONICKÁ CAVE

**Lenka BOBUEŠKÁ^{1,*} – Valentína LOŠONCZIOVÁ¹ – Lenka DEMKOVÁ^{1,*} – Július
ÁRVAY² – Dagmar HAVIAROVÁ³**

ABSTRACT

The aim of this study is to analyse biochemical indices in soil samples collected in Karst region. Soil organic carbon, total nitrogen carbon, soil reaction, enzymatic activity and content of risk elements were determined on nine sites around Ponická cave. Enzymatic activity reduces its function under the influence of inappropriate agricultural activity. Ponická cave is characterized by a close hydrological connection with the earth's surface, thus represents very vulnerable habitat, which would deserve more attention in the protection of natural elements of the landscape. Very high concentration of toxic elements (As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) was recognized on localities that are close to the cave entry, which in higher concentrations cause contamination of underground ecosystems. The results showed that risk elements have impact on important soil parameters, such as enzymatic activity of microbial population and chemical properties. In view of the risks associated with the water erosion and rainwater run-off from non-karst land, agricultural activity on these soils should be completely excluded.

KEYWORDS

soil enzymes, soil chemical properties, environmental disturbances, cave ecosystem

Úvod

Pôda ako hlavný činiteľ ovplyvňujúci chod a ráz krajiny je pod stálym vplyvom rôznych odpadových látok prírodného alebo antropogénneho charakteru, ktoré ohrozujú celistvosť a kolobeh potravného reťazca (GERARD a kol., 1982). Pôdny ekosystém je komplexný, dynamický a živý orgán, ktorý tvoria minerálne a organické zložky, vzduch a voda. Organické zložky, ktoré tvoria podstatnú časť tohto systému pochádzajú zo živých organizmov vrátane rastlín, baktérií, húb, fauny a ich zvyškov. Jednotlivé zložky pôdy sú ovplyvňované biotickými a abiotickými činiteľmi, ktoré sa vytvárajú aj spontánne, teda bez zásahu akejkoľvek činnosti človeka (YANG a kol.,

1 Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská Univerzita v Prešove, 17. novembra č. 1, SK- 081 16 Prešov, Slovensko; e-mail: losoncziOVA.v@gmail.com, lenka.bobulska@unipo.sk, lenka.demkova@unipo.sk

2 Katedra chémie, Fakulta biotechnológie a potravinárstva, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, SK- 949 76 Nitra, Slovensko; email: julius.arvay@uniag.sk

3 Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Správa slovenských jaskýň, Hodžova 11, SK- 031 01 Lip-tovský Mikuláš, Slovensko; email: dagmar.haviarova@ssj.sk

* Autor pre korešpondenciu.

2007). Jaskynné ekosystémy, ktoré predstavujú veľmi špecifické prostredie pre živé organizmy, sú vo veľkej miere ovplyvňované vonkajším prostredím (LUNGHİ a kol., 2020). Jaskynné geosystémy tvoria podzemné priestory, úplne alebo v prevažnej miere ohraničené jaskynným georeliéfom. Vyznačujú sa viacerými špecifickými fyziognomickými črtami komponentov geografickej sféry, priestorovou organizáciou a prírodnými procesmi. Vyznačujú sa absenciou svetla, relatívne stabilnou teplotou a špecifickou kompozíciou jaskynnej fauny (BELLA, 2005). Tieto systémy patria medzi najzraniteľnejšie typy prostredia na Zemi vzhľadom k tomu, že sú mimoriadne citlivé na akékoľvek zmeny (CUEZVA a kol., 2009; TOMOVA a kol., 2019). Jaskynné systémy citlivo reagujú na antropogénne vplyvy, ktoré dokážu významne ovplyvniť zmenu dostupnosti energie prostredníctvom zvýšenia podielu organickej hmoty a živín do jaskýň. Tieto nové organické zdroje využívajú predovšetkým mikroorganizmy, ktoré dokážu nepriamo ovplyvniť klímu jaskyne (napr. zníženie dostupnosti kyslíka), a tým meniť diverzitu a abundanciu jaskynnej fauny (TEBO a kol., 2015). K pôdnemu a hydrologickému narušeniu presakujúcou kontaminovanou zrážkovou vodou do priestorov jaskýň dochádza predovšetkým kvôli intenzívnej poľnohospodárskej výrobe, odlesňovaniu, urbanizácii a likvidácii odpadu v jej bezprostrednej blízkosti (NEILL a kol., 2004). Najväčší problém pri poľnohospodársky upravovanej pôde predstavuje vstup a dlhodobá akumulácia ťažkých kovov v pôdnom prostredí, ktoré vo vyšších koncentráciách spôsobujú kontamináciu podzemných ekosystémov (GILLI, 2015). Z environmentálneho hľadiska takéto miesta predstavujú environmentálnu záťaž a potenciálny možný zdroj znečistenia vody a pôdy. Rizikové prvky sa v prírode vyskytujú v odlišných koncentráciách, v rôznych formách a ich toxicita závisí od niekoľkých faktorov (napr. bioakumulácie, vlastnosti prvku, spôsob adsorpcie a pod.). Zvýšené množstvo rizikových látok v prostredí dokáže trvale meniť stabilitu a štruktúru živých organizmov a degradovať tak celkový stav ekosystémov (DEMKOVÁ a kol., 2020). Za vysokú mieru znečistenie podzemných ekosystémov zodpovedajú taktiež odpadové vody, poľnohospodársky a priemyselný odpad, rôzne chemické úniky a mikrobiálne znečistenie (SIMON, 2019; SLAY, 2019). Tieto škodlivé činitele môžu priamo, alebo nepriamo meniť vnútorné podmienky jaskynných systémov a výrazne zmeniť kompozíciu živých organizmov (vrátane mikrobiálneho spoločenstva). Následkom zásahov do týchto prirodzených ekosystémov môže taktiež dochádzať k znečisteniu, až vyčerpaniu podzemných zdrojov vody, zmenám v prirodzenej morfológii a hydrológii jaskýň, ktoré môžu v konečnom dôsledku viesť až k úhynu vzácnych, častokrát endemických troglobiontných druhov (LIZÁRRAGA-MENDIOLA a kol., 2009; TOMOVA a kol., 2019). Negatívne zmeny, ktoré nastávajú na nadmerne využívaných pôdach majú priamy vplyv na chemické a fyzikálne vlastnosti pôdy, a tým dochádza aj k nezvratnej degradácii podzemných jaskynných priestorov. Krasové jaskyne, ktoré sú charakteristické úzkou hydrologickou prepojenosťou s povrchom zeme, predstavujú tak veľmi zraniteľné biotopy, ktoré by si pri ochrane prírodných prvkov krajiny zasluhovali väčšiu pozornosť (VIOLANTE a kol., 2008).

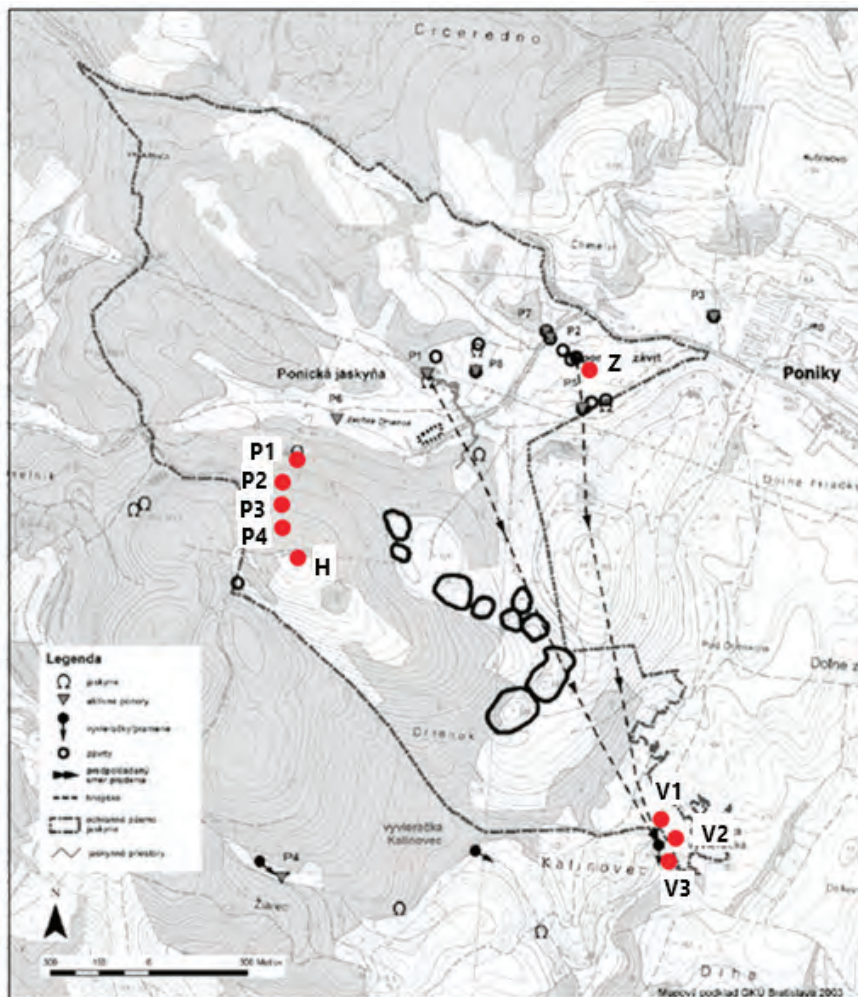
Cieľom tejto práce bolo získať údaje o enzymatickej aktivite spoločenstiev mikroorganizmov v blízkosti povrchových krasových foriem Ponickéj jaskyne (ponor,

závrty, vyvieračka). Predpokladáme, že v dôsledku dlhotrvajúcej poľnohospodárskej činnosti je funkcia mikrobiálneho spoločenstva výrazne zmenená a tento neprimeraný zásah má za následok kontamináciu podzemného systému.

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika lokality

Lokalita Ponickej jaskyne sa nachádza juhovýchodne od mesta Banská Bystrica v obci Poniky (48°42'47.6"N 19°15'43.8"E), ktorá je súčasťou krasového územia nazývaného Ponický kras. Už v minulosti sa predpokladalo že vo vápencovom masíve Drienok (606 m. n. m.) sa nachádzajú jaskynné priestory, čo sa napokon potvrdilo v roku 1981 kedy bola objavená Ponická jaskyňa (obrázok 1). Ponická jaskyňa reprezentuje ponorovú fluviokrasovú jaskyňu s dĺžkou 840 m. Jej dominantou je vodný tok, ktorého prietoky sú najvýdatnejšie počas jarného topenia snehu, alebo po dlhodobých zrážkach. Typickou črtou jaskynných priestorov sú sintrové výplne, ako stalaktity, brčká, záclony, či náteky. Táto prírodná pamiatka sa však nachádza v oblasti, ktorá je výrazne ovplyvnená činnosťou človeka (HAVIAROVÁ, 2008). Ponická jaskyňa bola v roku 1994 vyhlásená za prírodnú pamiatku. Okrem toho sa na predmetnom krasovom území nachádza viacero menších jaskýň, náhodne objavených počas nedávnej banskej činnosti. Existuje tu však predpoklad existencie ďalších, doposiaľ neobjavených podzemných priestorov. Svedčí o tom množstvo povrchových krasových foriem, ako sú závrty, škrapy, ponory a vyvieračky. Vchod do Ponickej jaskyne bol objavený prekopaním sedimentov v najväčšom ponore Ponického krasu. Následne bola farbiacou skúškou zistená prepojenosť Ponickej jaskyne s Oraveckou vyvieračkou, na ktorej začínal prvotný prieskum (BELIČKA, 1981), ktorý bol prevažne zameraný na sledovanie kvality vôd podzemného hydrologického systému. Vyvieračka je človeku prístupná 10 m smerom do horninového masívu. Ďalší postup v nej znemožňuje prítomnosť sifónu.



Obrázok 1. Situačná mapa Ponickej jaskyne a jednotlivé miesta odberu pôdnych vzoriek (Zdroj: HAVIAROVÁ, 2005).

Figure 1. Soil sampling sites in Ponická cave.

Odber pôdných vzoriek a použité metódy

V okolí Ponickej jaskyne bolo spolu vybraných 9 odberných miest. 3 odberné miesta sa nachádzali v blízkosti ponorov pri vstupe do Ponickej jaskyne, 3 odberné miesta sa nachádzali v blízkosti Oraveckej vyvieracky, 1 odberné miesto bolo pri ponorných závrtoch a 1 odberné miesto sa nachádzalo na bývalom hnojisku (bezprostredne v blízkosti ponorov pri vstupe do jaskyne), ktoré v tejto oblasti predstavuje potencionálne znečistenie. Jednotlivé odberné miesta sú vyznačené na obrázku

1 a ich presná lokalizácia je uvedená v tabuľke 1. Na každom z nich boli odobraté tri náhodné vzorky. Odber vzoriek sa uskutočnil v júli 2019.

Tabuľka 1. Lokalizácia odberných miest na lokalite Ponickej jaskyne.

Table 1. Localization of the sampling sites in Ponická cave.

Miesta odberu vzoriek	Miesta GPS lokalizácie
Ponor 1 (P1)	48°42'47.2"N 19°15'43.9"E
Ponor 2 (P2)	48°42'47.2"N 19°15'43.9"E
Ponor 3 (P3)	48°42'46.4"N 19°15'42.8"E
Ponor 4 (P4)	48°42'42.5"N 19°15'46.4"E
Hnojisko (H)	48°42'50.8"N 19°16'05.5"E
Ponorné závrtty (Z)	48°42'02.5"N 19°16'22.8"E
Oravecká vyvieračka 1 (V1)	48°42'04.0"N 19°16'22.1"E
Oravecká vyvieračka 2 (V2)	48°42'04.0"N 19°16'22.1"E
Oravecká vyvieračka 3 (V3)	48°42'04.0"N 19°16'22.1"E

Po terénnom odbere boli vzorky prenesené v plastových vreckách do laboratória a následne uskladnené v chladničke pri teplote 6 °C. Časť vzorky určených na stanovenie chemických vlastností bola vysušená pri laboratórnej teplote a preosiata cez sito s veľkosťou ôk 2 mm. Vzorky, z ktorých boli stanovené mikrobiálne parametre (pôdne enzýmy), boli v čerstvom stave uskladnené v chladničke až do samotnej analýzy (maximálne 3 týždne).

Pôdna reakcia (pH) bola stanovená v zmesi pôdy a roztoku CaCl_2 ($c=0,01$ mol/L) v pomere 1:3, pomocou digitálneho pH metra. Aktivita pôdných enzýmov β -glukozidázy (EIVAZI a TABATABAI, 1988), FDA (GREEN a kol., 2006), kyslej a zásaditej fosfatázy (GREJTOVSKÝ, 1991) a ureázy (KHAZIEV, 1976) boli stanovené za použitia substrátov, tlmivých roztokov a podmienok, ktoré sú uvedené v tabuľke 2. Pre každú aktivitu pôdneho enzýmu sa vykonala zodpovedajúca kontrola, ktorá bola vykonaná rovnakou analytickou analýzou, ale bez pridania substrátu. Stanovenie obsahu organického uhlíka (Cox) a celkového dusíka (N_{tot}) v pôdných vzorkách bolo vykonané metódou ISO10694. Obsah sledovaných prvkov (As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) bol stanovený metódou OES-ICP (Agilent 720, Agilent Technologies, USA) a (Hg) CV-AAS (AMA-254; AlTec, Praha), metodickými postupmi publikovanými v prácach DEMKOVÁ a kol. (2019) a ÁRVAY a kol. (2017). Štatistické vyhodnotenie zistených údajov bolo vykonané v programe STATISTICA 12. Pred samotnou analýzou boli všetky dáta log+1 transformované.

Tabuľka 2. Podmienky inkubácie enzýmov s použitými biochemickými indikátormi.
Table 2. Incubation conditions of enzymes used with biochemical indicators.

Enzým	Substrát	Tlmivý roztok (pH)	Pôdna vzorka (g)	Teplota inkubácie (°C)	Čas (h)
β - glukozidáza	4-nitrofenol glukopyranosid	MUP (6,0)	1	37	3
FDA	fluorescein diacetát	PFD (7,6)	1	30	1
Kyslá fosfatáza	p-nitrofenylfosfát	BP (10,0)	5	37	3
Zásaditá fosfatáza	p-nitrofenylfosfát	AP(5,0)	5	37	3
Ureáza	močovina	CP (6,7)	5	37	24

MUP (modifikovaný univerzálny pufer), PFD (pufer fosforečnan draselný), BP (borátový pufer), AP (acetátový pufer), CP (citrátový pufer)

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Už pri prvotných speleologických výskumoch na konci 70. rokov bolo zistené veľké znečistenie vody Oraveckej vyvieracky, ktoré bolo zapríčinené kravským hnojom z neďalekého družstva obce (BELIČKA, 1981). Napriek tomu, že sa v súčasnej dobe znížila poľnohospodárska aktivita v tejto lokalite, doteraz pretrváva ohrozenie podzemných priestorov a vôd Ponického krasu. Za najväčší problém sa považuje hnojisko nachádzajúce sa v blízkosti aktívnych ponorov, ktorého organický obsah môže byť splavený priamo do vnútra krasového masívu a nevhodnými poľnohospodárskymi postupmi, ako je využívanie umelých priemyselných hnojív. Ďalším možným ohrozením v tejto oblasti môžu byť pozostatky banskej činnosti, ktorá tu prebiehala v minulosti, vznikajúce ilegálne skládky tuhého odpadu, zvyšky uhynutého dobytku a využívanie pasienkových porastov pre chov a košarovanie oviec. Práve pasienkárstvo môže byť dôvodom mikrobiálneho oživenia podzemných vôd, ktoré bolo zistené zvýšenými hodnotami psychrofilných baktérií a to v prípade vzoriek odobratých z Oraveckej vyvieracky v rokoch 2004 až 2005 (HAVIAROVÁ, 2005).

Hodnotenie chemických vlastností pôdných vzoriek

Pôdna reakcia je jeden z najdôležitejších faktorov, ktorý reguluje biologickú dostupnosť živín v pôde, mikrobiálnu diverzitu, populačnú hustotu a zloženie spoločenstiev pôdných ekosystémov. Pôdna reakcia na sledovaných lokalitách v blízkosti Ponicej jaskyne sa pohybovala v rozmedzí 6,2 až 7,2 (Tabuľka 3), z čoho môžeme vyhodnotiť, že sa jedná o neutrálne až mierne zásadité subteránne prostredie. Tabuľka 3 uvádza, že najvyššia hodnota obsahu organického uhlíka (22,82%) a celkového obsahu dusíka (1,91%) na sledovaných lokalitách bola zaznamenaná na hnojisku, ktoré sa nachádza v blízkosti ponorných vstupov do samotnej Ponicej jaskyne.

Tabuľka 3. Hodnoty chemických vlastností pôdných vzoriek.
Table 3. Average values of chemical indices in soil samples.

Lokalita	pH/0,01M CaCl ₂	Cox (%)	Ntot (%)
P1	6,9	5,99	0,47
P2	6,8	5,78	0,46
P3	6,6	5,59	0,49
P4	6,2	5,62	0,47
H	6,6	22,82	1,91
Z	7,2	5,59	0,47
V1	6,9	0,93	0,09
V2	7,2	3,53	0,46
V3	7,2	7,23	0,64

Na sledovaných lokalitách bola zistená signifikantná pozitívna závislosť ($p < 0,01$) medzi Cox a Ntot (tabuľka 4). Cox a Ntot signifikantne negatívne korelovali s pôdnym pH ($p < 0,05$). Tento trend vzájomnej závislosti chemických parametrov potvrdili štúdie viacerých autorov (ACIEGO PIETRI a BROOKES, 2008; LI a kol., 2014; BOBUESKÁ a kol., 2015).

Tabuľka 4. Koreračné závislosti medzi Cox, Ntot a pH na lokalite Ponickéj jaskyne.
Table 4. Correlation relationship among organic carbon, total nitrogen content and soil reaction in soil samples.

	Cox	Ntot	pH
Cox		0,94**	-0,61*
Ntot			-0,58*

** Korelácia je signifikantná na hladine 0,01

* Korelácia je signifikantná na hladine 0,05

Obsah ťažkých kovov

As, Pb, Zn, Cu a ďalšie toxické prvky predstavujú znečisťujúce látky v pôde, ktorých zdrojom je antropogénna činnosť ako je priemysel, ťažba, hutníctvo a poľnohospodárstvo. Kvôli ich negatívnym účinkom na ekologické funkcie pôdy to znamená vážny environmentálny problém. Vlastnosti pôdy ovplyvňujú biologickú dostupnosť kovových prvkov v pôde, preto môžu ovplyvniť negatívny účinok potencionálne znečisťujúcich látok na mikrobiálnu aktivitu a zloženie mikrobiálnych spoločenstiev (ROMERO-FREIRE a kol., 2016). Tabuľka 5 uvádza priemerné hodnoty rizikových látok (As, Cd, Co, Fe, Hg, Mn, Ni, Cu, Zn, Pb) na jednotlivých lokalitách spolu s limitnými hodnotami pre pôdy na území Slovenska definovanými v zákone NR SR 220/2004 Z.z., ktorých presiahnuté hodnoty indikujú znečistenie a ohrozenie pôdneho a povrchového prostredia.

Tabuľka 5. Priemerné hodnoty ťažkých kovov stanovené na jednotlivých lokalitách okolia Ponicej jaskyne.

Table 5. Average values of heavy metals on selected localities.

Lokalita	As [mg/ kg]	Cd [mg/ kg]	Co [mg/ kg]	Cu [mg/ kg]	Fe [mg/ kg]	Hg [mg/ kg]	Mn [mg/ kg]	Ni [mg/ kg]	Pb [mg/ kg]	Zn [mg/ kg]
P1	123,4	8,02	29,92	258,9	25578	0,05	2907	25,15	4215	1094
P2	206,0	9,76	26,41	375,2	32704	0,07	4221	28,62	5469	1452
P3	124,3	8,45	28,03	166,2	25951	0,08	3781	26,60	2183	761,0
P4	24,7	2,16	26,11	63,3	15438	0,04	489,3	14,00	586,9	203,9
H	7,5	2,26	23,72	35,7	12445	0,06	738,4	15,15	225,9	230,9
Z	24,4	6,68	49,39	34,2	46212	0,10	2244	34,08	535,1	329,6
V1	24,6	4,04	45,62	34,6	23391	0,06	1293	32,17	314,1	282,0
V2	23,4	2,90	24,21	44,9	18758	0,03	1282	16,50	658,4	326,5
V3	21,9	5,18	56,53	32,7	31448	0,10	1205	37,53	370,6	344,6
Limitná hodnota	30	1	20	70	550	0,75	550	60	115	200

Podľa limitných hodnôt daného zákona a limitných hodnôt Fe a Mn podľa KABATA-PENDIAS (2011), boli pri viacerých rizikových prvkoch prekročené maximálne hodnoty. Získané výsledky nám naznačujú zvýšené riziko kontaminácie tohto krasového územia. V blízkosti vstupu do Ponicej jaskyne (P1-P3) sme zaznamenali takmer 7-násobné zvýšenie obsahu As, ktorý by nemal presiahnuť 30 mg/kg suchej hmoty. Taktiež bolo zistené zvýšené množstvo Cd na všetkých lokalitách odberu. Až 5-násobné zvýšenie limitných hodnôt obsahu Cu (70 mg/kg) bolo taktiež zaznamenané v blízkosti vstupu do Ponicej jaskyne. V našej štúdii sa potvrdil vysoký obsah rizikových látok prevažne pri obsahu Fe, Mn, Pb a Zn. Ich niekoľkonásobné zvýšenie bolo prevažne potvrdené v blízkosti vstupu do samotnej jaskyne. Prekročenie limitných hodnôt Hg a Ni nebolo zaznamenané v žiadnej odobratej vzorke. Z uvedených výsledkov vyplýva, že bola zistená viacnásobná kontaminácia pôdy ťažkými kovmi, ktorá môže mať negatívny dopad na podzemné ekosystémy, ktoré sa v ich blízkosti nachádzajú. Väčšina rizikových látok sa prirodzene vyskytuje v pôde, avšak ľudská činnosť môže vo veľkej miere narušiť ich prirodzenú rovnováhu v prostredí. Veľké množstvo Pb, Zn, Cu, Cd a ďalších látok sa uvoľňuje do prostredia v dôsledku činností súvisiacich so spracovaním nerastných surovín, alebo poľnohospodárskou činnosťou (WONG a kol., 2002; ATAFAR a kol., 2010). Tieto prvky sa nahromadia vo vysokých toxických hladinách v pôde, vode, biote a ohrozujú podzemné ekosystémy. Zhoršovanie životného prostredia s rôznym stupňom devastácie sa negatívne odráža na zníženej kvalite ekosystému, pri čom celý rozsah

problému závisí od veľkosti znečistenej oblasti, hĺbky pôdy do ktorej znečisťujúce látky prenikajú a od chemického zloženia znečisťujúcich látok. Pochopenie správania sa ťažkých kovov v pôdnom systéme je jednou z najdôležitejších úloh environmentálnych vied (ANGELOVIČOVÁ a kol., 2015).

Hodnotenie biologických vlastností pôdných vzoriek

Aktivita pôdných enzýmov sa efektívne využíva za účelom stanovenia stupňa pôdneho znečistenia a hodnotenia zdravia a kvality pôdneho ekosystému (BOBUESKÁ a kol., 2015). Bolo niekoľkokrát preukázané, že vysoký stupeň kontaminácie prírodného prostredia sa negatívne prejavuje aj na aktivite pôdných enzýmov (WANG a kol., 2008; ZHANG a kol., 2018; TANG a kol., 2020). Priemerné hodnoty aktivity pôdných enzýmov sú zaznamenané v tabuľke 6. Aktivita pôdných enzýmov bola na sledovaných lokalitách pomerne nízka. Porovnávajúc enzymatické aktivity s inými vedeckými prácami, ktoré sa venovali štúdiu pôdných enzýmov v rôznych ekosystémoch (BOBUESKÁ a kol., 2015; VINHAL-FREITAS a kol., 2017; BOBUESKÁ a kol., 2019), boli nami zistené hodnoty fosfatáz a ureáz výrazne nižšie.

Tabuľka 6. Namerané hodnoty (priemer $\pm$ SD) enzymatickej aktivity mikroorganizmov v pôdných vzorkách.

Table 6. Average values of microbial enzymatic activity (average $\pm$ SD) in soil samples.

Lokalita	β -glukozidáza ($\mu\text{g pNP/g soil.1h}$)	FDA ($\mu\text{g FS/g soil.1h}$)	Kyslá fosfatáza (mg P/g soil.3h)	Zásaditá fosfatáza (mg P/g soil.3h)	Ureáza ($\mu\text{g NH}_4/\text{g soil.1h}$)
P1	18,33 $\pm$ 2,6	24,72 $\pm$ 1,5	62,14 $\pm$ 5,9	209,35 $\pm$ 10,3	5,97 $\pm$ 0,2
P2	17,69 $\pm$ 1,9	12,28 $\pm$ 0,9	69,15 $\pm$ 6,3	137,22 $\pm$ 8,6	2,75 $\pm$ 0,1
P3	17,69 $\pm$ 1,7	25,82 $\pm$ 1,4	53,24 $\pm$ 5,5	180,36 $\pm$ 9,0	3,56 $\pm$ 0,1
P4	22,59 $\pm$ 3,0	18,08 $\pm$ 1,3	170,22 $\pm$ 6,1	187,31 $\pm$ 9,4	5,66 $\pm$ 0,3
H	22,13 $\pm$ 3,4	19,12 $\pm$ 0,9	116,32 $\pm$ 6,7	164,21 $\pm$ 8,7	4,43 $\pm$ 0,2
Z	17,60 $\pm$ 1,6	7,58 $\pm$ 0,8	95,54 $\pm$ 7,6	246,61 $\pm$ 11,2	3,88 $\pm$ 0,2
V1	36,91 $\pm$ 2,7	32,66 $\pm$ 2,4	99,13 $\pm$ 8,0	238,41 $\pm$ 10,9	6,58 $\pm$ 0,4
V2	15,97 $\pm$ 1,9	6,96 $\pm$ 0,8	44,12 $\pm$ 4,1	105,59 $\pm$ 7,6	13,84 $\pm$ 1,3
V3	4,55 $\pm$ 1,1	1,20 $\pm$ 0,05	0,00 $\pm$ 0,0	142,61 $\pm$ 8,3	9,08 $\pm$ 1,1

Najvyššie hodnoty pôdných fosfatáz, β -glukozidázy a aktivity FDA vykazovali lokality v blízkosti vstupov do Ponickéj jaskyne, v prípade ureázy bol tento trend opačný. Niektoré štúdie uvádzajú, že fosfatázy sa vplyvom mierne zvýšeného obsahu ťažkých kovov v pôdnom prostredí výrazne nemenia (YEATES a kol., 1994), ale až výrazne vysoký obsah týchto toxických prvkov má na ich aktivitu inhibičný účinok (BROOKES, 1995).

Na sledovanej lokalite aktivita pôdných enzýmov negatívne korelovala s obsahom organického uhlíka (Cox) a celkového dusíka (Ntot) ako je uvedené v tabuľke 7. V prípade zásaditej fosfatázy bola táto korelácia v oboch prípadoch (Cox, Ntot) signifikantná. Signifikantná pozitívna závislosť bola taktiež zistená medzi aktivitou pôdnej ureázy a pôdneho pH. Prítomnosť a vysoká koncentrácia kontaminantov v pôde ovplyvňuje interakcie medzi pôdnymi organizmami. Pri analýze aktivity a diverzity mikrobiálnych spoločenstiev susediacich s industrializovanými miestami sa zistilo, že tieto pôdy vykazovali nižšiu enzymatickú funkciu s vyšším obsahom pôdných kovov, ako aj nižšou diverzitou mikrobiálneho spoločenstva (XIE a kol, 2016). KANDELER a kol. (2000) pri svojej štúdií zistili nižšiu aktivitu pôdnej ureázy, zásaditej fosfatázy a xylanázy na pôdach, ktoré boli kontaminované rizikovými prvkami (Zn, Cu, Ni, V a Cd). V niektorých štúdiách (BROOKES, 1995; BOBUESKÁ a kol., 2018; DEMKOVÁ a kol., 2020) bolo avšak zaznamenané, že vysoké zaťaženie kovmi v pôde bolo spojené s vysokou enzymatickou aktivitou, či v zmenách v zložení a fungovaní mikrobiálnych spoločenstiev. Tieto výsledky poukazujú na zložitosť účinku vplyvu kontaminácie ťažkými kovmi na enzymatickú aktivitu a potrebu zvážiť experimentálne podrobnosti každej štúdie (HAGMANN a kol., 2015). Vplyvom zvyšujúceho sa obsahu niektorých rizikových prvkov, naša štúdia potvrdila, že aktivita pôdných enzýmov sa vplyvom rizikových prvkov znižuje, čo bolo štatisticky preukázané. Tabuľka 7 znázorňuje, že všetky sledované enzýmy, vykazovali negatívnu koreláciu s obsahom rizikových prvkov.

Tabuľka 7. Korelačné závislosti biochemických parametrov s rizikovými prvkami v okolí Ponickéj jaskyne.

Table 7. Correlation relationship between biochemical parameters and toxic elements around Ponická cave.

	pH	BG	FDA	KF	ZF	URE	Cox	Ntot
Hg	0,19	-0,32	-0,55*	-0,53*	0,16	-0,31	-0,04	-0,01
As	0,19	-0,12	-0,02	-0,13	0,03	-0,26	-0,36	-0,02
Cd	0,30	-0,23	-0,05	-0,31	0,05	-0,33	-0,24	-0,42
Co	0,67*	-0,07	-0,08	-0,43	0,55*	-0,34	-0,74**	-0,33
Cu	0,14	-0,19	-0,02	-0,01	-0,16	-0,47	-0,06	-0,69**
Fe	0,58*	-0,61*	-0,03	-0,56*	0,06	-0,04	-0,54*	-0,02
Mn	0,37	-0,11	-0,02	-0,19	0,03	-0,27	-0,31	-0,58*
Ni	0,69*	-0,01	-0,06	-0,45	0,44	-0,07	-0,69**	-0,34
Pb	0,01	-0,24	-0,04	-0,07	-0,19	-0,33	-0,04	-0,68**
Zn	0,16	-0,56*	-0,07	-0,18	0,15	-0,56*	-0,05	-0,13

BG (β-glukozidáza), KF (kyslá fosfatáza), ZF (zásaditá fosfatáza), URE (ureáza)

** Korelácia je signifikantná na hladine 0,01

* Korelácia je signifikantná na hladine 0,05

Ťažké kovy majú komplexný vplyv na enzymatickú aktivitu, pričom rozličné enzýmy reagujú na ťažké kovy rozdielnym spôsobom. V prípade ureázy sme zaznamenali signifikantnú negatívnu koreláciu s celkovým obsahom Zn a naše výsledky v aktivite pôdnej ureázy sa zhodujú s výsledkami, ktoré vo svojej práci uviedli YANG a kol. (2006). Zároveň bola zistená signifikantná negatívna korelácia medzi kyslou fosfatázou a celkovým obsahom Hg a Fe, čo sa zhoduje so zisteniami štúdie autorov GÜLSER a ERDOĞAN (2008), ktorí taktiež potvrdili negatívny vplyv tohto ťažkého kovu na aktivitu fosfatáz. Spoločne s prácami viacerých autorov (ANGELOVIČOVÁ a kol., 2014; CIARKOWSKA, 2018; MENG a kol., 2018; WAHSHA a kol., 2017) sme zaznamenali výrazný vplyv rizikových prvkov na aktivitu pôdných enzýmov a chemických vlastností pôdy. Pomocou Kruskal-Wallis testu, ktorého výsledky môžeme vidieť v tabuľke 8, nebol medzi jednotlivými odbernými miestami zaznamenaný žiadny signifikantný rozdiel v aktivite pôdných enzýmov. Signifikantný rozdiel bol zaznamenaný len v prípade ureázy, ktorá dosahovala štatisticky najnižšie hodnoty v mieste vyvieračky ($p < 0,01$). V prípade pH bol signifikantný rozdiel zaznamenaný len medzi lokalitou hnojiska a vyvieračkou. Hodnoty obsahu organického uhlíka a celkového dusíka sa medzi sledovanými odbernými miestami nelíšili. Avšak v prípade obsahu niektorých rizikových prvkov v pôdných vzorkách, boli zaznamenané významné štatistické rozdiely. V prípade prvkov As, Cd, Cu, Mn, Pb a Zn bol preukázaný štatisticky významný rozdiel medzi ponornými miestami v blízkosti vstupu do jaskyne a ostatnými odbernými miestami, na ktorých boli namerané preukázateľne nižšie hodnoty týchto prvkov. Zároveň bol potvrdený štatisticky významný rozdiel v obsahu Fe medzi ponorom a hnojiskom a taktiež medzi ponorom a ponornými závrťmi, ktoré úzko prepájajú celý podzemný systém Ponickej jaskyne s Oraveckou vyvieračkou.

Na základe zvýšených hodnôt ťažkých kovov môžeme zhodnotiť, že sledovaná lokalita Ponickej jaskyne a Oraveckej vyvieračky predstavuje výrazne zraniteľný krasový jaskynný systém. Za pravdepodobné znečistenie podzemných vôd a jaskynných priestorov Ponického krasu môžeme považovať neprimerané poľnohospodárske postupy a pasienkárstvo, ktoré prebieha v bezprostrednej blízkosti tohto jaskynného systému. Najväčší problém predstavuje hnojisko, ktoré je nevhodne umiestnené v blízkosti ponorných vstupov a závrťov do jaskyne, ktorým sa presakujúcou vápencovou horninou dostáva dovnútra jaskynného geosystému a spôsobujú organické znečistenie podzemných vôd (HAVIAŘOVÁ, 2005). Na týchto odberných miestach boli namerané aj jednoznačne najvyššie hodnoty obsahu ťažkých kovov. Druhým dôvodom prítomnosti vyššieho množstva stopových prvkov v tejto krasovej lokalite môže byť banská činnosť, ktorá tu v minulosti prebiehala ťažbou zlata, striebromedených a železných rúd (BELIČKA, 1981). Na základe klastrovej analýzy nám dendrogram (obrázok 2) rozdelil prvky do dvoch skupín. Prvú skupinu tvoria prvky Fe, Mn, Pb a Zn, druhú skupinu tvoria Hg, Cd, As, Cu, Co, Ni. Prvky nachádzajúce sa v rovnakej skupine sú zvyčajne znakom ich rovnakého pôvodu. V tomto prípade môžeme predpokladať, že prvá skupina prvkov môže súvisieť s nevhodne umiestneným hnojiskom, ktorý spôsobuje kontamináciu týchto podzemných ekosystémov. Prvky ako Fe, Mn, Cu a Zn patria medzi mikroživiny, ktoré sú v malom množstve nevyhnutné v biologických procesoch mikroorganizmov, rastlín, živočíchov, vrátane ľudí. Na druhej strane,

prítomnosť týchto prvkov v toxických koncentráciách môže nepriamo ovplyvniť rast a vývoj rastlín, preto je nevyhnutné udržiavať ich na vhodnej úrovni. Okrem toho, že sú tieto mikroživiny pridávané do ornej pôdy v podobe chemických hnojív (SHAHID a kol., 2015), bolo preukázané, že hnojivo hospodárskych zvierat tiež obsahuje tieto mikroživiny a ich výrazný nárast v pôde bol preukázaný po aplikácii maštalného hnoja na ornú pôdu (DACH a STARMANS, 2005). Zdrojom prvkov druhej skupiny by mohli byť pesticídy, ktoré sú využívané pri poľnohospodárskej produkcii. Monitoring hydrologického systému HAVIAROVEJ (2008) potvrdil vo vodách Oraveckej vyvieracky nízku prítomnosť organických chlórovaných pesticídov. Nadmerné využívanie chemických hnojív v poľnohospodárstve má za následok vážne environmentálne problémy, keďže obsahujú väčšinu ťažkých kovov medzi, ktoré patrí Hg, Cd, As, Pb, Cu a Ni. Neskôr tieto hnojivá predstavujú pre agroekosystém hlavný zdroj ťažkých kovov obsiahnutých v rastlinách, pričom niektoré majú za následok akumuláciu anorganických kontaminujúcich látok (SAVCI 2012). Už pri objavení Oraveckej vyvieracky bolo zistené jej mimoriadne znečistenie kravským trusom a boli objavené čierne povlaky tohto organického hnojiva na stenách Ponickéj jaskyne. Aj na základe týchto skutočností bolo vyhlásené ochranné pásmo prírodnej pamiatky Ponická jaskyňa, ktorej predmetom je ochrana citlivých jaskynných geosystémov. Je však veľmi dôležité dbať na pravidelný monitoring a sledovanie stavu jednotlivých zložiek životného prostredia a regulovanie poľnohospodárskej činnosti ako je odlesňovanie, obmedzenie aplikácie hnojív, či ťažba nerastných surovín v okolí krasových oblastí.

Tabuľka 8. Výsledky Kruskal-Wallis testu na lokalite Ponickéj jaskyne.

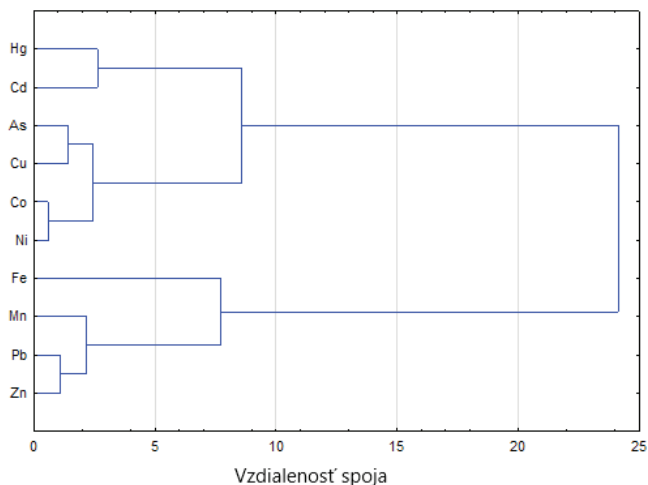
Table 8. Results of Kruskal-Wallis test on locality Ponická cave.

Pôdny parameter	p-hodnota (výsledok testu KRUSKAL-WALLIS)
Hg	0,001**
As	0,02*
Cd	0,05*
Co	0,17
Cu	0,001**
Fe	0,05**
Mn	0,05
Ni	0,25
Pb	0,0015**
Zn	0,002**
Cox	0,37
Ntot	0,61
pH	0,001*
BG	0,700
FDA	0,704
KF	0,39
ZF	0,83
URE	0,002**

BG (β -glukozidáza), KF (kyslá fosfatáza), ZF (zásaditá fosfatáza), URE (ureáza)

** Korelácia je signifikantná na hladine 0,01

* Korelácia je signifikantná na hladine 0,05



Obrázok 2. Dendrogram zobrazujúci výsledky klastrovej analýzy rizikových prvkov nameraných v pôde na lokalite Ponická jaskyňa.

Figure 2. Dendrogram describing the cluster analysis of toxic elements of Ponická cave.

ZÁVER

Výsledky nášho výskumu potvrdili, že pôdy zaťažené vysokými hodnotami rizikových látok sú schopné inhibovať aktivitu mikrobiálneho spoločenstva prostredníctvom zníženej aktivity pôdných enzýmov. Vyššia kontaminácia rizikovými prvkami na sledovaných lokalitách tak spôsobuje zníženú aktivitu mikrobiálnych enzýmov a ďalších biologicky dôležitých vlastností pôdy ktoré sú dôležité pre stabilitu podzemných ekosystémov. Aj keď väčšina rizikových prvkov sa vyskytuje prirodzene v prostredí, ľudské aktivity (priemysel, poľnohospodárske postupy, spaľovanie fosílnych palív, alebo banská činnosť) narúšajú stabilitu a interakcie medzi jednotlivými zložkami podzemných ekosystémov. Na základe preukázanej najvyššej kontaminácie rizikovými prvkami v oblasti ponorov môžeme konštatovať, že predstavujú najzraniteľnejšiu časť krasových systémov. Napriek zníženiu negatívnych dopadov spôsobených poľnohospodárskou činnosťou viacerými krokmi, ktoré v minulosti čiastočne pomohli k ochrane týchto nestabilných ekosystémov, je do budúca potrebná ochrana ktorá zahŕňa ochranu oboch prostredí - podpovrchových aj povrchových, a to takým spôsobom, aby si tento ekosystém udržal svoju prírodnú zaťažiteľnosť. Je preto veľmi dôležité dbať na pravidelné monitorovanie a zabránenie akejkoľvek ďalšej akumulácii látok, a tým zaistiť zníženie rizikových faktorov ovplyvňujúcich ekosystém.

POĎAKOVANIE

Autori ďakujú agentúre KEGA č. 005PU-4/2019 a VEGA č. 2/0018/20 za finančnú podporu pri riešení projektu, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok. Naše poďakovanie patrí taktiež pracovníkom Správy slovenských jaskýň za pomoc pri realizácii terénnych prác.

LITERATÚRA

- ACIEGO PIETRI, J.C. – BROOKES, P.C., 2008. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7): 1856-1861.
- ANGELOVIČOVÁ L. – BOBUEŠKÁ D. – FAZEKAŠOVÁ D., 2014. Chemické a biologické vlastnosti pôdy ako indikátory znečistenia pôdného prostredia vplyvom ťažkých kovov. *Folia Oecologica*, 11: 11-19.
- ANGELOVIČOVÁ L. – BOBUEŠKÁ L. – FAZEKAŠOVÁ D., 2015. Toxicity of heavy metals to soil biological and chemical properties in conditions of environmentally polluted area Middle Spiš (Slovakia). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Studies*, 10(1): 193-201.
- ÁRVAY J. – DEMKOVÁ L. – HAUPTVOGL M. – MICHALKO M. – BAJČAN D. – STANOVIČ R. – TOMÁŠ J. – HRSTKOVÁ M. – TREBICHALSKÝ P., 2017. Assessment of environmental and health risks in former polymetallic ore mining and smelting area, Slovakia: Spatial distribution and accumulation of mercury in four different ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 144: 236-244.
- ATAFAR, Z. – MESDAGHINIA, A. – NOURI, J. – HOMAEI, M. – YUNESIAN, M. – AHMADIMOGHADDAM, M. – MAHVI, A.H., 2010. Effect of the fertilizer application on soil heavy metal concentration. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160: 83.
- BELIČKA Š., 1981. Nová jaskyňa v Ponickom krase. *Slovenská speleologická spoločnosť*, 7(3): 7-11.
- BELLA, P., 2005. Ochrana a využívanie jaskýň na Slovensku. *Životné Prostredie* 39(2): 79-82.
- BOBUEŠKÁ L. – FAZEKAŠOVÁ D. – ANGELOVIČOVÁ L. – KOTOROVÁ D., 2015. Impact of ecological and conventional farming systems on chemical and biological soil quality indices in a cold mountain climate. *Biological Agriculture and Horticulture*, 31(3): 205-218.
- BOBUEŠKÁ, L., KOŽEJ, J., DEMKOVÁ, L. 2018. Hodnotenie enzymatickej aktivity pôd kontaminovaných rizikovými prvkami v zatažených oblastiach Slovenska. *Studia Oecologica* 12(1): 37-44.
- BOBUEŠKÁ, L. – DEMKOVÁ, L. – ČEREVKOVÁ, A. – RENČO, M., 2019. Invasive Goldenrod (*Solidago gigantea*) Influences Soil Microbial Activities in Forest and Grassland Ecosystems in Central Europe. *Diversity*, 11(8): 134.
- BROOKES P.C., 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 269-279.
- CIARKOWSKA K., 2018. Assessment of heavy metal pollution risk and enzyme activity of meadow soils in urban area under tourist load: a case study from Zakopane (Poland). *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14): 13709-13718.
- CUEZVA S. – SANCHEZ-MORAL S. – SAIZ-JIMENEZ C. – CAÑAVERAS J.C., 2009. Microbial Communities and Associated Mineral Fabrics in Altamira Cave, Spain. *International Journal of Speleology*, 38(1): 83-92.
- DACH J. – STARMANS D., 2005. Heavy metals balance in Polish and Dutch agronomy: actual state and previsions for future. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107:309-316.
- DEMKOVÁ L. – ÁRVAY J. – BOBUEŠKÁ L. – HAUPTVOGL M. – HRSTKOVÁ M., 2019. Open mining pits and heaps of waste material as the source of undesirable substances: biomonitoring of air and soil pollution in former mining area (Dubník, Slovakia). *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 35227–35239.
- DEMKOVÁ, L. – ÁRVAY, J. – BOBUEŠKÁ, L. – HAUPTVOGL, M. – MICHALKO, M. – MICHALKOVÁ, J. – JANČO, I. 2020. Evaluation of Soil and Ambient Air Pollution Around Un-reclaimed Mining Bodies in Nižná Slaná (Slovakia) Post-Mining Area. *Toxics* 8(4): 96.
- EIVAZI, F. – TABATABAI, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 20: 601–606.
- GERARD, C.J. – SEXTON, P. – SHAW, G. 1982. Physical factors influencing soil strength and root growth. *Agronomy Journal* 74(5): 875-879.
- GILLI, E., 2015. Deep speleological salt contamination in Mediterranean karst aquifers: perspectives for water supply. *Environmental Earth Sciences*, 74(1): 101-113.
- GREEN, V.S. – STOTT, D.E. – DIACK, M., 2006. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: optimization for soil samples. *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 693–701.
- GREJTOVSKÝ A., 1991. Vplyv zúrodňovacích opatrení na enzymatickú aktivitu ťažkej nívnej pôdy. *Rostlinná Výroba*, 37: 289-295.

- GÜLSER F. - ERDOĞAN E., 2008. The effect of heavy metal pollution on enzyme activities and basal soil respiration of roadside soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145(1-3): 127-133.
- HAGMANN D.F. – GOODEY N.M. – MATHIEU C. – EVANS J. – ARONSON M.F.J. – GALLAGHER F. – KRUMINS J.A., 2015. Effect of metal contamination on microbial enzymatic activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*: 91:291-297.
- HAVIAROVÁ D., 2005. Monitorovanie kvality podzemných vôd v jaskynných systémoch ovplyvňovaných negatívnymi poľnohospodárskymi aktivitami. Čiastková správa za roky 2004, 2005. Lokality: Ponický kras, Važecký kras. Správa slovenských jaskýň, Liptovský Mikuláš.
- HAVIAROVÁ D., 2008. Monitoring kvality vôd podzemného hydrologického systému Ponickej jaskyne. *Aragonit*, 13(1): 20-24.
- KABATA-PENDIAS, A. 2011. Trace elements in soils and plants. CRC Press Taylor & Francis Group, New York, 548 s.
- KANDELER E. – TSCHERKO D. – BRUCE K.D. – STEMMER M. – HOBBS P.J. – BARDGETT R.D. – AMELUNG W., 2000. Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. *Biology and Fertility of Soils*, 32(5): 390-400.
- KHAZIEV F. CH., 1979. Fermentativnaja aktivnost' pochv. Nauka, Moskva, s. 142-150.
- LI, Y.Y. - DONG, S.K. – WEN, L. – WANG, X.X. – WU, Y., 2014. Soil carbon and nitrogen pools and their relationship to plant and soil dynamics of degraded and artificially restored grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Geoderma*, 213: 178-184.
- LIZÁRRAGA-MENDIOLA L. – GONZÁLES-SANDOVAL M.R. – DURÁN-DOMÍNGUEZ M.C. – MÁRAQUEZ-HERRERA C., 2009. Geochemical behaviour of heavy metals in a Zn-Pb-Cu mining area in the State of Mexico (central Mexico). *Environmental Monitoring and Assessment*, 155: 355-372.
- LUNGI E. – CORTI C. – MULARGIA M. – ZHAO Y. – MANETI R. – FICETOLA G. F. – VEITH M., 2020. Cave morphology, microclimate and abundance of five cave predators from the Monte Albo (Sardinia, Italy). *Biodiversity Data Journal*, 8(3): 48623.
- MENG X. – AI Y. – LI R. – ZHANG W., 2018. Effects of heavy metal pollution on enzyme activities in railway cut slope soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(4): 197.
- NEILL, H. – GUTIÉRREZ, M. – ALEY, T. 2004. Influences of agricultural practices on water quality of Tumbling Creek cave stream in Taney County, Missouri. *Environmental Geology* 45: 550-559.
- ROMERO-FREIRE A. – SIERRA ARAGÓN M. – MARTÍNEZ GARZÓN F.J. – MARTÍN PEINADO F.J., 2016. Is soil basal respiration a good indicator of soil pollution? *Geoderma*, 263: 132-139.
- SAVCI S., 2012. An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. *International Journal of Environmental Science and Development*, 3(1): 77-80.
- SHAHID M. – SHUKLA A.K. – BHATTACHARYYA P. – TRIPATHI R. – MOHANTY S. – KUMAR A. – LAL B. – GAUTAM P. – RAJA R. – PANDA B.B. – DAS B. – NAYAK A.K., 2015. Micronutrients (Fe, Mn, Zn and Cu) balance under long-term application of fertilizer and manure in a tropical rice-rice system. *Journal of Soils and Sediments*, 16(3): 737-747.
- SIMON K.S., 2019. Cave ecosystems. White, W.B., Culver, D.C., Pipan, T. (Eds.). *Encyclopedia of caves*. Academic Press, USA, s. 223-226.
- SLAY M.E., 2019. Protecting caves. White, W.B., Culver, D.C., Pipan, T. (Eds.). *Encyclopedia of caves*. Academic Press, USA, s. 830-835.
- TANG, J. – ZHANG, L. – ZHANG, J. – REN, L. – ZHOU, Y. – ZHENG, Y. – LUO, L. – YANG, Y. – HUANG, H. – CHEN, A., 2020. Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost. *Science of the Total Environment*, 701: 134751.
- TEBO B.M. – DAVIS R.E. – ANITORI R.P. – CONNELL L.B. – SCHIFFMAN P. – STAUDIGEL H., 2015. Microbial communities in dark oligotrophic volcanic ice cave ecosystems of Mt. Erebus, Antarctica. *Frontiers in Microbiology* 6: 179.
- TOMOVA I. – LAZARKEVICH I. – TOMOVA A. – KAMBOUROVA M. – VASILEVA-VESPER D.J., 2019. Contamination of cave waters by heavy metals. WHITE, W.B., CULVER, D.C., PIPAN, T. (Eds.). *Encyclopedia of caves*. Academic Press, USA, s. 320-325.
- VINHAL-FREITAS, I.C. – CORREA, G.F. – WENDLING, B. – BOBUESKÁ, L. – FERREIRA, A.S., 2017. Soil textural class plays a major role in evaluating the effects of land use on soil quality indicators. *Ecological Indicators*, 74: 182-190.

- VIOLANTE A. – HUANG M.P. – GADD M.G., 2008. Biophysico-chemical processes of heavy metals and metaloids in soil environments. John Wiley & Sons, New Jersey, 512 s.
- WAHSHA M. – NADIMI-GOKI M. – FORNASIER F. – AL-JAWASREH R. – HUSSEIN E.I. – BINI C., 2017. Microbial enzymes as an early warning management tool for monitoring mining site soil. *Catena*, 148: 40-45.
- WANG Y.P. – LI Q.B. – SHI J.Y. – LIN Q. – CHEN X.C. – WU W. – CHEN Y.X., 2008. Assessment of microbial activity and bacterial community composition in the rhizosphere of a copper accumulation and a non-accumulator. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(5): 1167-1177.
- WONG, S.C. – LI, X.D. – ZHANG, G. – QI, S.H. – MIN, Y.S., 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution*, 119(1): 33-44.
- XIE, Y., FAN, J., ZHU, W., AMOMBO, E., LOU, Y., CHEN, L., FU, J. 2016. Effect of heavy metals pollution on soil microbial diversity and bermudagrass genetic variation. *Frontiers in Plant Science* 7:755.
- YANG Y.G. – SHU W.S. – LAB C.Y., 2007. Heavy metal concentration and plant ability assessment of edible vegetables in Lechang lead-zinc mine area. *Metal Mine*, 12: 126-127.
- YANG, Z.X. – LIU, S.Q. – ZHENG, D.W. - FENG, S.D., 2006. Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. *Journal of Environmental Sciences*, 18(6): 1135-1141.
- YEATES G.W. – ORCHARD V.A. – SPEIR T.W. – HUNT J.L. – HERMANS M.C.C., 1994. Impact of pasture contamination by copper, chromium, arsenic timber preservative on soil biological activity. *Biology and Fertility of Soils*, 18(3): 200-208.
- ZÁKON NR SR 220/2004 Z.z. Zákon o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy. 38 s.
- ZHANG, J. – YANG, S. – YANG, H. – HUANG, Y. – ZHENG, L. – YUAN, J. – ZHOU, S., 2018. Comparative study on effects of four energy plants growth on chemical fractions of heavy metals and activity of soil enzymes in copper mine tailings. *International Journal of Phytoremediation*, 20(6): 616-623.

POROVNANIE KVALITY A KVANTITY SILICE *SOLIDAGO* *CANADENSIS* L. A JEJ ALELOPATICKEJ AKTIVITY Z TROCH LOKALÍT V ZÁVISLOSTI OD VZDIALENOSTI K PRIEMYSELNÉMU PARKU

COMPARISON OF THE QUALITY AND QUANTITY OF *SOLIDAGO CANADENSIS* L. ESSENTIAL OIL AND ITS ALLE- LOPATIC ACTIVITY FROM THREE LOCALITIES IN DEPEND- ENCE TO THE DISTANCE TO INDUSTRIAL PARK

**Daniela GRUŠOVÁ^{1,*} – Patrícia KRAUSOVÁ² – Lenka DEMKOVÁ¹ – Lenka
BOBULSKÁ¹ – Vincent SEDLÁK² – Mária KONEČNÁ² – Marta MYDLÁROVÁ
BLÁŠČÁKOVÁ² – Janka PORÁČOVÁ²**

ABSTRACT

Goldenrod (*Solidago canadensis* L.) is considered to be invasive species in Slovakia. It belongs to the genus *Asteraceae*. Goldenrod is spreading fast in last decades, previously on non occupied lands and slowly participates in changing the original floristic composition. The aim of present study is to compare quantitative and qualitative characteristics of essential oil (EO) as well as its alelopathic activity depending on the distance to the important industrial zone in Eastern Slovakia. Based on the results, there was observed decreasing of the amount of the essential oil with the increasing the distance from industrial zone. Dominant components in EO were α -pinene, limonene, β -elemene, β -gurjunene, δ -kadinene in all samples. There was also confirmed slight phytotoxic activity on selected dicot model plants.

KEYWORDS

Solidago canadensis L. extract, phytotoxic effects, germination, radicle elongation

Úvod

Zlatobyľ kanadskú možno jednoznačne zaradiť medzi invázne rastliny. Tento druh sa do strednej Európy dostal zo Severnej Ameriky ako medonosná a okrasná rastlina. Je to trvácna rastlina dorastajúca do výšky až 150 cm. Niekoľko bylí spoločne vyrastá z hlavného vretenovitého koreňa, z ktorého vyrastajú plazivé podzemky. Byľ je drsná, chlpatá a husto olistená. Listy sú striedavé. Súkvetie tvorí chocholíkatá metlina, ktorú tvoria úbory drobných žltých kvetov na chlpatých vzpriamených stopkách. Kvitne koncom vegetačného obdobia (august až október). Keďže patrí medzi rastliny bohaté

1 Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, 17. novembra č. 1, SK-081 16 Prešov, Slovensko; e-mail: daniela.grulova@unipo.sk; lenka.demkova@unipo.sk; lenka.bobulska@unipo.sk

2 Katedra biológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, 17. novembra č. 1, SK-081 16 Prešov, Slovensko; e-mail: pat.krausova@gmail.com; vincent.sedlak@unipo.sk; maria.konecna@unipo.sk; marta.mydlarova@unipo.sk; janka.poracova@unipo.sk

* Autor pre korešpondenciu.

na peľ, značne vylepšuje neskoršie letné a jesenné znášky peľu u včiel medonosných. Nadprodukcia peľu v tomto období spôsobuje alergické reakcie u citlivých ľudí (CVACHOVÁ a GOJDIČOVÁ, 2003).

Význam sekundárnych metabolitov pre rastlinu bol dlhú dobu nejasný. Napriek tomu sa v súčasnosti vedci zhodujú na tom, že sú dôležitými faktormi na prežitie rastliny. Zúčastňujú sa na interakcii rastliny so živočíchmi, rastlinami navzájom, mikroorganizmami a ostatnými zložkami prostredia. Sekundárne metabolity slúžia rastline predovšetkým ako obrana napríklad pred bylinožravcami. Ako odpoveď na pôsobenie proteínov zo zvieracích slín vytvára rastlina horké látky alebo látky schopné denaturovať proteíny a poškodiť sliznicu ústnej dutiny či tráviaceho traktu. Tie chemické látky živočicha odradia od ďalšej konzumácie danej rastliny. Obranné látky, produkované rastlinou bývajú často veľmi toxické. Okrem toho, sekundárne metabolity slúžia ako obrana aj pred hmyzom a mikroorganizmami. Vylučovaním obranných látok do pôdy či ovzdušia bránia rastu iných druhov rastlín vo svojom bezprostrednom okolí. Tento jav nazývame alelopátia (NAGY a kol., 2017). Ako je všeobecne známe z rôznych štúdií, silice z rôznych rastlinných druhov ako aj ich jednotlivé terpenové komponenty, majú silné herbicídne účinky na klíčenie niektorých druhov rastlín a na rast ich korenkov (GRUEOVÁ a kol., 2016; DUDAI a kol., 2000; DE MARTINO a kol., 2010; KALEMBA a THIEM, 2002; AMTMANN, 2010; ARECO a kol., 2014; IBRAHIM a kol., 2004; CHOWHAN a kol., 2013; BARNEY a kol., 2005). V minulosti už niekoľko autorov uviedlo, že 1,8-cineol a gáfor majú silné fytotoxické účinky proti rôznym druhom rastlín. Citronellal, citronellol, linallol (SINGH a kol., 2002), α -pinén (SINGH a kol., 2006) a limonén (ABRAHIM a kol., 2000) sú známe ako inhibítory klíčenia a rastu sadeníc. Mnohé publikácie vysvetľujú, že monoterpenové uhľovodíky majú nižšiu inhibičnú aktivitu ako oxýgenové monoterpeny. DE MARTINO a kol. (2010) uvádzajú, že ako najúčinnnejšie zlúčeniny pôsobiace proti klíčeniu testovaných semien sa ukázali alkoholy (borneol, citronellol, geraniol, α -terpineol), ketóny (karvón, mentón, gáfor) a aldehydy. Ich štúdia konštatuje, že okysličené monoterpeny majú v porovnaní s monoterpenovými uhľovodíkmi väčší vplyv na klíčenie testovaných semien. V súčasnosti sú známe výskumy z rôznych krajín, kde boli skúmané obsahové látky silice inváznej rastliny *Solidago canadensis* L. Čo sa týka obsahových látok silice extrahovanej z nadzemných častí tejto rastliny, prevládali monoterpeny a seskviterpeny. Z kvantitatívneho hľadiska, dominantné komponenty predstavujú α -pinén, limonén, germakrén D, β -elemén a iné (KALEMBA a THIEM, 2002; AMTMANN, 2010; MISHRA a kol., 2010; CHANOTTIYA a YADAV, 2008). Z fyziologického hľadiska majú rastlinné druhy tendenciu prispôbovať sa meniacim sa exogénnym faktorom a antropogénnemu vplyvu, ktoré taktiež môžu mať vplyv na produkciu sekundárnych metabolitov. Kvantitatívne a kvalitatívne vlastnosti silíc, sú ovplyvňované mnohými endogénnymi (genetická diverzita, druhová variabilita) či exogénnymi faktormi (meteorologické a klimatické podmienky na stanovišti a i.) (GRUEOVÁ a kol., 2015).

V rámci hypotézy tejto vedeckej štúdie predpokladáme, že tuhé priemyselné emisie z priemyselného parku by mohli mať vplyv na produkciu množstva silice skúmaného druhu zlatobyle kanadskej ako aj na jej obsahové zloženie, z čoho môže vyplývať aj

rôzny alelopatický efekt na okolitú flóru.

Cieľom tejto práce bolo porovnanie kvantitatívneho a kvalitatívneho zloženia silice druhu *Solidago canadensis* L. ako aj jej potenciálnu alelopatickú aktivitu na iné druhy rastlín, vzhľadom na jej výskyt a vzdialenosť od veľkého priemyselného parku na Východnom Slovensku

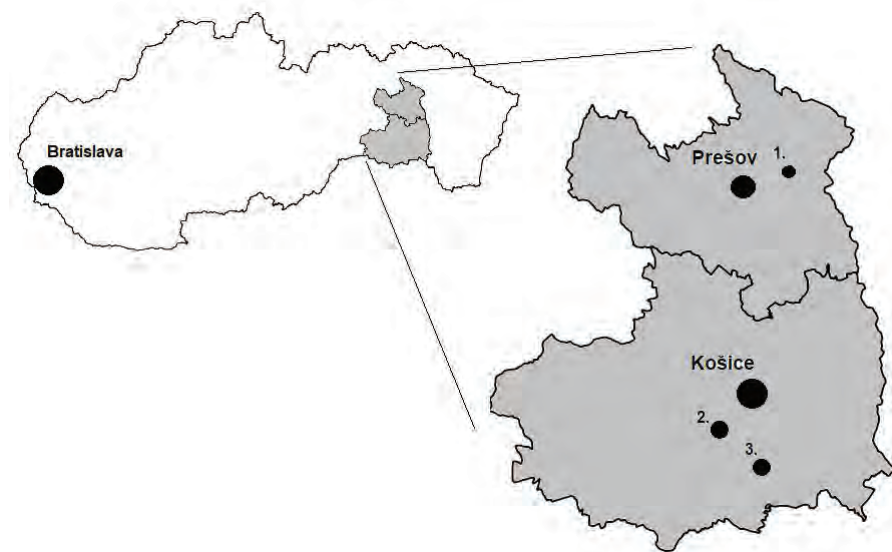
MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika odberných miest

Priemyselný park U.S. Steel Košice je najväčší výrobca ocele v strednej Európe. Predstavuje integrovaný hutnícky podnik s vyše 50 ročnou tradíciou s výrobnou kapacitou 4,5 ton ocele ročne a zamestnáva takmer 11 000 ľudí. Okrem toho, že patrí k najväčším zamestnávateľom v regióne, bol tento priemyselný park hodnotený ako prvý z 10 najväčších znečisťovateľov na Slovensku podľa emisií tuhých znečisťujúcich látok. Hodnoty tuhých emisií sa za posledných 15 rokov pohybovali v priemere 1500 t ročne. Najvyššia hodnota bola zaznamenaná v roku 2014 a to až 2086,92 t a odvtedy bol zaznamenaný pokles na 1933,61 t v roku 2017 (NEIS, 2019).

Rastlinný materiál bol odobratý z troch rôznych vzdialeností od priemyselného parku U.S. Steel Košice: 1.) z okolia obce Vyšná Šebastová (>40 km), 2.) z okolia nákupného centra Optima Košice (>9 km), 3.) z okolia U.S. Steel Košice (2 km) (Obr. 1).

Súhrn informácií o odberových lokalitách je v tabuľke 1.



Obrázok 1. Mapa odberných lokalít.

Figure 1. Map of collection sites.

Tabuľka 1. Stručná charakteristika lokalít zberu rastlinného materiálu.**Table 1.** Brief characteristics of local collection of plant material.

Lokalita	Názov	GPS súradnice	Vzdušná vzdialenosť od zdroja znečistenia
1	Vyšná Šebastová	49°00'30.4"N 21°20'09.5"E	45,75 km
2	Optima, Košice	48°41'26.7"N 21°15'12.0"E	9,33 km
3	Priemyselny park U.S. Steel Košice	48°37'07.3"N 21°13'45.4"E	2 km

Rastlinný materiál

V auguste 2017 boli odobraté nadzemné časti rastliny *Solidago canadensis* L. manuálne pomocou záhradníckych nožníc. Rastliny boli vo fáze plného kvetu. Z každej lokality sa odobralo niekoľko náhodných trsov. Následne bol rastlinný materiál v laboratóriu uložený v tenkých vrstvách na filtračný papier, kde sa sušil pri izbovej teplote (22°C) niekoľko dní. Takto vysušený rastlinný materiál bol pripravený na ďalšie analýzy.

Hydrodestilácia silice a kvantitatívna charakteristika silice

Hydrodestilácia silice prebiehala štandardnou metódou v destilačnej aparatúre Clevengerovho typu počas 3 hodín. Množstvo 20 g vysušeného rastlinného materiálu bolo nastrihané na menšie časti a vložené do 500 ml varnej banky. Do každej banky bolo pridaných cca 200 ml destilovanej vody. Po uplynutí troch hodín sme silicu vypustili do vialiek z hnedého skla. Hydrodestilácia silice sa robila v troch opakovaniach z každej lokality. Pripravené vzorky boli uskladnené v chladničke (pri 4°C) až do ďalších analýz. Množstvo hydrodestilovanej silice sme zvažili na analytických váhach a prepočítali jej množstvo na 100 g rastlinného materiálu.

GC/MS analýza – kvalitatívna charakteristika silice

Kvantitatívna a kvalitatívna analýza jednotlivých komponentov silice extrahovanej zo zlatobyle boli vykonané pomocou plynového chromatografu Varian 450-GC, ktorý bol pripojený k hmotnostnému spektrometru Varian 220-MS. Separácia jednotlivých komponentov bola dosiahnutá použitím kapilárnej kolóny BRUKER BR5ms (30 m x 0,25 mm vnútorný priemer, 0,25 µm hrúbka povrchu). Injektor sa zohrial na teplotu 220°C. Riedenie bolo nasledovné: 1 µl vstreknutého roztoku bol riedený v pomere 1:1000 n-hexanom. Hélium predstavovalo mobilnú fázu - nosný plyn v kolóne, ktorej prietoková rýchlosť dosahovala 1,0 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 so spektrami z literatúry (ADAMS, 2007).

Modelové organizmy pre determináciu fytoxickej aktivity silíc

Semená na testovanie fytoxickej aktivity silíc boli od výrobcu ZELSEED spol. s r.o. Použili sme semená dvoch druhov dvojklíčnolistových rastlín, a to a) redkev siata (*Raphanus sativus*) a b) žerucha siata (*Lepidium sativum*).

Testovanie fytoxickej aktivity

Pre testovanie fytoxickej aktivity silíc na vybraných semenách modelových rastlín boli použité jednorazové plastové Petriho misky (PM) veľkosti vnútorného priemeru 90 mm, do ktorých sme umiestnili 3 vrstvy filtračného papiera (Papírny Perštejn s.r.o.). Do každej PM sme vložili 10 semien a následne sme na ne aplikovali 7 ml vodného roztoku silice. Silice boli nariedené do šiestich koncentráciách od 0,0625 µg/ml až po 2,5 µg/ml. Ako kontrolná vzorka bola použitá destilovaná voda. Experiment bol realizovaný v troch opakovaniach. Následne boli Petriho misky umiestnené do fytokomory, kde boli po dobu 5 dní vystavené teplote $22 \pm 1^\circ\text{C}$ a svetelnému režimu 10 hodín svetlo, 14 hodín tma. Po 5 dňoch sa vyhodnotila klíčivosť semien a dĺžka koreňov. Klíčivosť semien sa vyhodnocovala ako počet vyklíčených semien v sérii PM, prepočítala sa na percento a porovnala s kontrolnou vzorkou. Dĺžka koreňov sa merala pravítkom a porovnala s kontrolnou vzorkou.

Štatistická analýza

Získané dáta popísané vyššie boli zaznamenávané do excelovského súboru a štatisticky spracované pomocou metódy Student T-test. Použila sa metóda, kde sa vyhodnocoval priemer z nameraných hodnôt, smerodajná odchýlka SD a porovnanie nameraných dát s kontrolnou vzorkou pre určenie pravdepodobnosti odchýlky.

VÝSLEDKY

Porovnanie množstva extrahovanej silice

Rastlinný materiál zlatobyle kanadskej z troch lokalít, z ktorých každá lokalita predstavovala rôznu vzdialenosť od priemyselného parku U.S. Steel Košice, bol použitý na porovnanie množstva vyprodukovanej silice.

Na základe vyhodnotených meraní, priemerné množstvo silice so vzrastajúcou vzdialenosťou od miesta potenciálnej kontaminácie sa zmenšovalo. Najvyššia hodnota silice na 100 g suchej biomasy (SB) rastlinného materiálu bola zaznamenaná vo vzorke odobratej z lokality najbližšie pri priemyselnom parku U.S. Steel Košice (0,87 g/100 g SB), potom nasledovala vzorka odobratá z lokality vzdialenej od priemyselného parku 9 km (Optima) s množstvom 0,70 g/100 g SB a najmenej silice sme determinovali vo vzorke z najvzdialenejšej lokality Vyšná Šebastová (>40 km od priemyselného parku), a to 0,45 g/100 g SB (tabuľka 2). Ak by sa najvzdialenejšia lokalita (Vyšná Šebastová)

považovala za kontrolnú lokalitu, je možné konštatovať signifikantný rozdiel v množstve produkovanej silice.

Tabuľka 2. Množstvo extrahovanej silice na 100 g suchej biomasy rastlinnej vzorky zlatobyle.

Table 2. The amount of extracted essential oil per 100 g of dry biomass of the goldenrod plant sample.

Lokalita	Priemerné množstvo silice na 100 g sušeného rastlinného materiálu (g)
U.S. Steel	0,87
Optima	0,70
V. Šebastová	0,45

Kvantitatívna a kvalitatívna charakteristika obsahových látok v silici zlatobyle

V extrahovanej silici *Solidago canadensis* L. z troch rôznych lokalít zberu, bolo pomocou GC/MS analýzy identifikovaných 10 dominantných komponentov (tabuľka 3).

Tabuľka 3. Kvantitatívne a kvalitatívne zloženie silice extrahovanej zo vzoriek *Solidago canadensis* L. z troch lokalít zberu.

Table 3. Quantitative and qualitative composition of essential oil extracted from samples of *Solidago canadensis* L. from three collection sites.

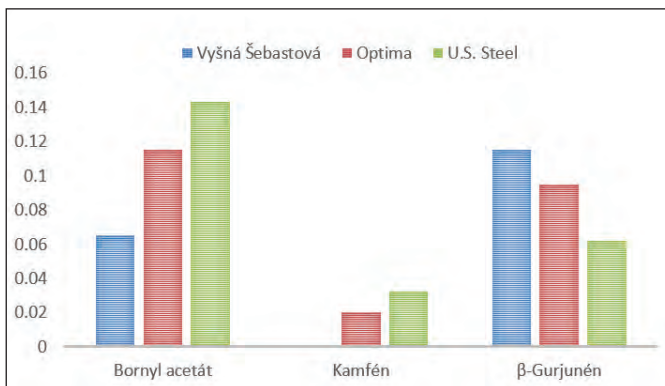
poradie	komponent	Ki*	vzorec	% obsahový látok		
				Vyšná Šebastová	Optima	US Steel
1.	α-pinén	936	C ₁₀ H ₁₆	17,3	21,5	12,0
2.	kamfén	950	C ₁₀ H ₁₆	0,1	2,0	3,2
3.	β-pinén	978	C ₁₀ H ₁₆	1,5	4,6	4,4
4.	limonén	1025	C ₁₀ H ₁₆	15,8	3,0	28,3
5.	bornyl acetát	1270	C ₁₂ H ₂₀ O ₂	6,5	11,5	14,3
6.	β-elemén	1338	C ₁₅ H ₂₄	22,0	0,3	6,4
7.	longifolén	1387	C ₁₅ H ₂₄	9,3	0,5	4,4
8.	β-gurjunén	1472	C ₁₅ H ₂₄	11,5	9,5	6,2
9.	γ-kadinén	1507	C ₁₅ H ₂₄	1,0	2,7	1,1
10.	δ-kadinén	1520	C ₁₅ H ₂₄	2,8	10,0	5,2
SUMA				87,8	65,5	85,4
monoterpény				34,7	34,1	47,9
seskviterpény				46,6	23	23,3
acetátový ester				6,5	11,5	14,3

* Kovats index komponentu podľa literatúry.

Celkovo bolo identifikovaných 87,8 % obsahových zložiek vo vzorke silice z lokality V. Šebastová; 65,5 % vo vzorke z lokality Optima a 85,4 % vo vzorke z lokality U.S. Steel.

Vo vzorke z V. Šebastovej bol ako dominantný komponent identifikovaný β -elemén (22,0%), po ňom nasledovali α -pinén (17,3%), limonén (15,8 %) a β -gurjunén (11,5%). Ostatné zložky dosiahli menej ako 10 % z celkového množstva v silici. Z toho 34,7 % tvorili monoterpény, 46,6 % seskviterpény a 6,5 % acetátový ester. Vo vzorke Optima bola ako dominantná zložka identifikovaný α -pinén (21,5 %), po ňom nasledoval bornyl acetát (11,5 %) a δ -kadinén (10,0 %). Ostatné zložky mali kvantitatívne zastúpenie nižšie ako 10 %. Vo vzorke U.S. Steel bol ako dominantný komponent identifikovaný limonén (28,3 %) po ňom nasledovali bornyl acetát (14,3 %) a α -pinén (12,0 %). Ostatné zložky mali kvantitatívne zastúpenie nižšie ako 10 %.

Na základe identifikovaných komponentov, bola tiež hodnotená ich kvantita v závislosti od vzdialenosti od priemyselného parku. Pri komponentoch α -pinén, β -pinén, limonén, β -elemén, longifolén, γ -kadinén a δ -kadinén kvantitatívna závislosť od miesta potenciálneho znečistenia zistená nebola. Avšak so vzrastajúcou vzdialenosťou od priemyselného parku sa percentuálne zloženie mení u komponentov kamfén, bornyl acetát a β -gurjunén, kde sa prejavila takmer lineárna závislosť. Najvyššie percento v rámci obsahových látok silice dosiahol bornyl acetát (14,3 %), a to konkrétne vo vzorke U.S. Steel. Vo vzorke Optima komponent bornyl acetát dosiahol 11,5 %, pričom najnižšie percento tejto obsahovej látky bolo identifikované v kontrolnej vzorke Vyšná Šebastová (6,5 %). Komponent kamfén dosiahol najvyššie percento vo vzorke U.S. Steel, kde sa predpokladá najvyššie zaťaženie prostredia v dôsledku priemyselnej činnosti. Hodnota tohto komponentu vo vzorke U.S. Steel dosiahla 3,2 %. Druhé najvyššie percento tohto komponentu v rámci obsahových látok *Solidago canadensis* L. dosiahla vzorka Optima (2,0 %) a iba 0,1 % tohto komponentu bolo identifikovaných v kontrolnej vzorke Vyšná Šebastová. Naopak, komponent β -gurjunén prítomný v najvyššom percentuálnom zastúpení (11,5 %) vo vzorke Vyšná Šebastová sa so znižujúcou vzdialenosťou od priemyselného parku U.S. Steel Košice znižuje. Vo vzorke Optima bol komponent β -gurjunén identifikovaný v množstve 9,5 % a najnižšie percentuálne zastúpenie bolo identifikované vo vzorke U.S. Steel (6,2 %) (obrázok 3).



Obrázok 3. Vybrané komponenty silice *Solidago canadensis* L., pri ktorých sa prejavila závislosť so zväčšujúcou resp. zmenšujúcou sa vzdialenosťou od priemyselného parku.

Figure 3. Selected components of the essential oil *Solidago canadensis* L., which showed dependence with increasing resp. decreasing distance from the industrial park.

Odlišný charakter zmien vo vzorkách z troch lokalít je možné pripísať rozdielnemu biochemickému metabolizmu jednotlivých komponentov ako aj iným doteraz nepreskúmaným faktorom. Objektívne nie je možné zhodnotiť príčiny (ne) lineárnej závislosti pribúdania, alebo úbytku jednotlivých komponentov v závislosti od vzdialenosti tzv. zdroja kontaminácie. Tento faktor si vyžaduje ďalšie podrobnejšie skúmanie.

Vplyv silice na klíčenie modelových rastlín

Na základe kvantitatívnych odlišností komponentov v siliciach zo skúmaných vzoriek, bolo možné porovnať fytotoxickú aktivitu každej vzorky osobitne len vzhľadom ku kontrole. Porovnali sa výsledky klíčenia modelových rastlín *Lepidium sativum* L. a *Raphanus sativus* L.

Klíčivosť semien *Lepidium sativum* v kontrolných vzorkách bola 96,7 %, 95,6 % a 96,7 %. Klíčivosť semien *Lepidium sativum* bola aj po aplikácii rôznych koncentrácií silíc viac ako 97,5; 92,2 resp. 92,5 %. Nebol zaznamenaný štatisticky významný inhibičný efekt. Avšak po aplikácii silice vzorky U.S. Steel pri koncentrácii 0,250 µg/ml bola pozorovaná 100%-ná klíčivosť, čo bolo v porovnaní s kontrolnou vzorkou signifikantné a tento jav možno pokladať za stimulačný efekt silice na klíčivosť daného druhu rastliny. Rovnaký jav bol zaznamenaný aj pri aplikácii silice Vyšná Šebastová pri koncentrácii 0,0625 µg/ml (tabuľka 4).

Tabuľka 4. Priemerná percentuálna hodnota vyklíčených semien *Lepidium sativum* L. $\pm$ SD.

Table 4. Mean percentage of germinated seeds of *Lepidium sativum* L. $\pm$ SD.

koncentrácia	U.S. Steel	Optima	Vyšná Šebastová
2,500 $\mu\text{g/ml}$	98,3 $\pm$ 0,4	94,4 $\pm$ 0,7	98,3 $\pm$ 0,4
1,250 $\mu\text{g/ml}$	98,3 $\pm$ 0,4	98,9 $\pm$ 0,3	99,2 $\pm$ 0,3
0,625 $\mu\text{g/ml}$	97,5 $\pm$ 0,4	96,7 $\pm$ 0,5	92,5 $\pm$ 0,9
0,250 $\mu\text{g/ml}$	100,0 $\pm$ 0,0*	95,6 $\pm$ 0,7	99,2 $\pm$ 0,3
0,125 $\mu\text{g/ml}$	99,2 $\pm$ 0,3	92,2 $\pm$ 0,9	96,7 $\pm$ 0,6
0,062 $\mu\text{g/ml}$	97,5 $\pm$ 0,4	97,8 $\pm$ 0,4	100,0 $\pm$ 0,0*
kontrola	96,7 $\pm$ 0,5	95,6 $\pm$ 0,5	96,7 $\pm$ 0,5

Priemerné percentuálne hodnoty z troch opakovaní (pri hodnotení percenta vyklíčených semien $\pm$ štandardná odchýlka; bola použitá štatistická analýza Student T-test (*= $p \leq 0,05$, **= $p \leq 0,01$, ***= $p \leq 0,001$), čísla v kurzíve predstavujú štatisticky významný stimulačný efekt použitej silice.

Klíčivosť semien *Raphanus sativus* v kontrolných vzorkách bola 97,5%, 88,9% a 95,0%. Po aplikácii rôznych koncentrácií silíc zlatobyľe kanadskej z lokalít U.S. Steel a Optima nebol zaznamenaný žiadny signifikantný efekt a klíčivosť semien bola viac ako 86,7 resp. 87,8%. Pri hodnotení klíčivosti semien *R. sativus* po aplikácii silice zo vzorky V. Šebastová bola pri koncentrácii 0,625 $\mu\text{g/ml}$ zaznamenaná znížená klíčivosť na 71,7%. Táto hodnota bola voči kontrolnej vzorke štatisticky signifikantná a môžeme ju považovať za inhibičný efekt silice voči danému druhu (tabuľka 5).

Tabuľka 5. Priemerná percentuálna hodnota vyklíčených semien *Raphanus sativus* L. $\pm$ SD.

Table 5. Mean percentage of germinated seeds of *Raphanus sativus* L. $\pm$ SD.

koncentrácia	U.S. Steel	Optima	Vyšná Šebastová
2,500 $\mu\text{g/ml}$	96,7 $\pm$ 0,5	87,8 $\pm$ 2,7	90,0 $\pm$ 0,9
1,250 $\mu\text{g/ml}$	96,7 $\pm$ 0,5	91,1 $\pm$ 1,0	90,8 $\pm$ 1,0
0,625 $\mu\text{g/ml}$	95,8 $\pm$ 0,6	96,7 $\pm$ 0,5	71,7 $\pm$ 3,6*
0,250 $\mu\text{g/ml}$	94,2 $\pm$ 0,5	93,3 $\pm$ 0,5	98,3 $\pm$ 0,4
0,125 $\mu\text{g/ml}$	94,2 $\pm$ 0,8	95,6 $\pm$ 0,5	95,8 $\pm$ 0,5
0,062 $\mu\text{g/ml}$	86,7 $\pm$ 2,6	95,6 $\pm$ 0,5	94,2 $\pm$ 0,8
kontrola	97,5 $\pm$ 0,4	88,9 $\pm$ 1,0	95,0 $\pm$ 0,7

Priemerné percentuálne hodnoty z troch opakovaní (pri hodnotení percenta vyklíčených semien $\pm$ štandardná odchýlka; bola použitá štatistická analýza Student T-test (*= $p \leq 0,05$, **= $p \leq 0,01$, ***= $p \leq 0,001$), čísla označené tučným písmom predstavujú štatisticky významný inhibičný efekt použitej silice.

Vplyv silice na dĺžku korenkov modelových rastlín

Pri hodnotení dĺžky korenkov *L. sativum*, boli namerané kontrolné hodnoty 9,3 cm; 8,7 cm a 9,2 cm.

Štatisticky významný inhibičný efekt v hodnotení dĺžky korenkov bol zaznamenaný pri dvoch lokalitách: lokalita Optima, a to pri aplikácii silice v koncentrácii 0,062 µg/ml, kde bola priemerná dĺžka korenkov 7,7 cm, a pri aplikácii silice z lokality Vyšná Šebastová v koncentrácii 0,625 µg/ml, kde bola priemerná dĺžka korenkov 7,4 cm. V oboch prípadoch bola hodnota štatisticky významná (tabuľka 6). Okrem toho, po aplikácii silice z lokality U.S. Steel bol pozorovaný opačný efekt, a to namerané dlhšie koreňky pri porovnaní s kontrolou po aplikácii silice s koncentraciou 1,250 µg/ml a 0,250 µg/ml (10,3 a 10,6 cm). V oboch prípadoch bol rozdiel štatisticky významný a tento jav môžeme opísať ako stimulačný efekt na rast korenkov daného druhu.

Tabuľka 6. Priemerná dĺžka korenkov u *Lepidium sativum* L. ± SD (cm).

Table 6. Average root length for *Lepidium sativum* L. ± SD (cm).

koncentrácia	U.S. Steel	Optima	Vyšná Šebastová
2,500 µg/ml	9,9 ± 3,2	10,4 ± 14,2	9,7 ± 2,6
1,250 µg/ml	10,3 ± 2,8*	8,7 ± 3,2	9,3 ± 2,9
0,625 µg/ml	9,8 ± 3,1	9,6 ± 3,1	7,4 ± 4,8***
0,250 µg/ml	10,6 ± 3,2**	9,0 ± 3,4	9,6 ± 2,4
0,125 µg/ml	9,9 ± 2,9	7,7 ± 3,9	8,6 ± 3,1
0,062 µg/ml	10,1 ± 2,9	7,7 ± 3,3*	9,8 ± 2,6
kontrola	9,3 ± 3,7	8,7 ± 3,6	9,2 ± 2,8

Čísla predstavujú priemerné hodnoty z tridsať opakovaní (pri hodnotení dĺžky korenkov), bola použitá štatistická analýza Student T-test (= $p \leq 0,05$, **= $p \leq 0,01$, ***= $p \leq 0,001$), čísla v kurzíve predstavujú štatisticky významný stimulačný efekt použitej silice; čísla označené tučným písmom predstavujú štatisticky významný inhibičný efekt použitej silice.

Dĺžky korenkov *R. sativus* pri kontrolných vzorkách dosahovali hodnoty 5,4 cm; 3,9 cm a 5,3 cm. V rámci hodnotenia dĺžky korenkov *Raphanus sativus* L., bol zaznamenaný významný inhibičný efekt výhradne po aplikácii silice z lokality Vyšná Šebastová, a to v koncentraciách 2,5 µg/ml, 0,625 µg/ml a 0,250 µg/ml, kde dosahovali dĺžky korenkov 4,2 cm, 3,1 cm a 4,7 cm, čo boli hodnoty nižšie ako pri kontrolnej vzorke. Naopak, štatisticky významný stimulačný efekt bol zistený po aplikácii silice z lokality Optima pri koncentraciách 1,250 µg/ml a 0,062 µg/ml, kde dosahovali dĺžky korenkov 4,9 cm a 4,3 cm, čo boli hodnoty vyššie ako pri kontrolnej vzorke (tabuľka 7).

Tabuľka 7. Priemerná dĺžka korenkov u *Raphanus sativus* L. $\pm$ SD (cm).

Table 7. Average root length for *Raphanus sativus* L. $\pm$ SD (cm).

koncentrácia	U.S. Steel	Optima	Vyšná Šebastová
2,500	5,6 $\pm$ 2,5	4,5 $\pm$ 2,0	4,2 $\pm$ 2,3***
1,250	5,4 $\pm$ 2,3	4,9 $\pm$ 3,0*	4,7 $\pm$ 2,4
0,625	5,7 $\pm$ 2,3	4,5 $\pm$ 2,2	3,1 $\pm$ 2,8***
0,250	5,5 $\pm$ 2,8	4,7 $\pm$ 2,0	4,7 $\pm$ 2,1**
0,125	5,8 $\pm$ 2,7	4,2 $\pm$ 1,8	5,4 $\pm$ 2,6
0,062	5,3 $\pm$ 2,8	4,3 $\pm$ 2,2*	5,1 $\pm$ 2,5
kontrola	5,4 $\pm$ 2,6	3,9 $\pm$ 2,5	5,3 $\pm$ 2,6

Čísla predstavujú priemerné hodnoty z tridsať opakovaní (pri hodnotení dĺžky korenkov), bola použitá štatistická analýza Student T-test (= $p \leq 0,05$, **= $p \leq 0,01$, ***= $p \leq 0,001$), čísla v kurzíve predstavujú štatisticky významný stimulačný efekt použitej silice; čísla označené tučným písmom predstavujú štatisticky významný inhibičný efekt použitej silice.

Štatisticky významný inhibičný ani stimulačný efekt v hodnotení dĺžky korenkov nebol spozorovaný pri pôsobení vzorky z lokality U.S. Steel, a to ani na semenách *Lepidium sativum* L., ani na semenách *Raphanus sativus* L. (tabuľky 6, 7).

Vplyv silice na rast korenkov testovaných semien *Lepidium sativum* L. sa prejavil inhibíciou v lokalitách Optima a Vyšná Šebastová pri aplikovaných koncentráciách 0,062 $\mu\text{g/ml}$ a 0,625 $\mu\text{g/ml}$. Stimulačný účinok nebol spozorovaný ani pri jednej vzorke. Naopak, na testovaných semenách *Raphanus sativus* L. sa stimulačný účinok prejavil dvakrát, a to vo vzorke Optima pri aplikovaní koncentrácií 1,25 $\mu\text{g/ml}$ a 0,062 $\mu\text{g/ml}$. Inhibičný efekt pri raste korenkov rovnakého druhu sa prejavil iba pri kontrolnej vzorke Vyšná Šebastová pri troch aplikovaných koncentráciách 2,5 $\mu\text{g/ml}$, 0,625 $\mu\text{g/ml}$, 0,250 $\mu\text{g/ml}$. V jednej zo skúmaných vzoriek U.S. Steel nebol spozorovaný žiaden účinok, a to ani pri jednom z testovaných semien. V rámci porovnania biologickej aktivity silice so zväčšujúcou sa vzdialenosťou od priemyselného parku hodnotíme nasledovne – silica získaná z rastlín z bezprostrednej blízkosti priemyselného parku nevykazovala negatívny/inhibičný alelopatický efekt na testovaných modelových organizmoch. Na testovanom organizme *L. sativum* bol hodnotený stimulačný efekt na rast korenkov aj na predlžovanie korenkov. Na modelovom organizme *R. sativus* nebol potvrdený žiadny štatisticky významný vplyv silice z lokality U.S. Steel. Silica získaná z rastlín vzdialených od priemyselného parku do 10km nemala štatisticky významný vplyv na klíčivosť rastlín a pri hodnotení vplyvu na rast korenkov sa preukázal stimulačný vplyv pre modelový organizmus *R. sativus* a inhibičný vplyv *L. sativum*.

Silica získaná z najvzdialenejšej (kontrolnej lokality) preukázala štatisticky významný stimulačný efekt na klíčivosť *L. sativum* a inhibičný vplyv na *R. sativus* a taktiež inhibičný vplyv na rast korenkov oboch testovaných modelových rastlín.

DISKUSIA

Vo všeobecnosti je známe, že u mnohých rastlín je množstvo a kvalita silice ovplyvnená genetickými (HOSNI a kol., 2010, 2013), ale aj environmentálnymi faktormi ako je salinita, vlhkosť, teplota, fotoperiódna, nutričné látky v pôde a iné (BANCHIO a kol., 2005; HARRATHI a kol., 2012). Oveľa menej poznatkov je o tom, ako vplýva znečistenie ovzdušia či pôdy na kvalitu a kvantitu silice. Tieto faktory súvisia zvyčajne s narušením fyziologických procesov pri biosyntéze sekundárnych metabolitov (KUPCINSKIENE a kol., 2008; DZIRI a HOSNI, 2012). Štúdia, ktorá skúmala vplyv znečisteného ovzdušia blízko cementárne, dospela k rovnakým výsledkom pri hodnotení množstva silice produkovanej rastlinami *Cupressus sempervirens*. U rastlín v bezprostrednej blízkosti bolo determinované väčšie množstvo silice ako u rastlín zo vzdialenejších lokalít od cementárne (HOSNI a kol., 2019). Tá istá štúdia zaznamenala rozdiely aj v kvalitatívnom zložení silice *C. sempervirens*.

Na základe výsledkov našich GC/MS analýz možno konštatovať, že nie všetky komponenty identifikované v silici *Solidago canadensis* L. mali rovnaké tendencie na kvantitatívnu zmenu. U komponentov ako sú α -pinén, β -pinén, limonén, β -elemén, longifolén, γ -kadinén a δ -kadinén nebola zistená závislosť na vzdialenosti výskytu od potenciálneho zdroja znečistenia. Avšak nárast, resp. pokles množstva bol zaznamenaný u troch komponentov: bornyl acetát, kamfén a β -gurjunén. Odlišné zastúpenie komponentov v silici *Solidago canadensis* L. a jej kvantita v jednotlivých vzorkách rôzne vzdialených od priemyselného parku môže potvrdzovať hypotézu, že emisia tuhých častíc môže vplývať na kvantitatívnu a kvalitatívnu charakteristiku silice *Solidago canadensis* L.

K danému faktoru sa môže pridružovať aj vplyv ďalších exogénnych faktorov ako je vlhkosť resp. sucho, teplota či svetlo. Na základe vyššie spomenutej štúdie sa domnievame, že na tvorbu obsahových látok v silici a jej kvantitu môže vplývať aj znečistené prostredie v okolí priemyselného podniku.

Výsledky GC/MS analýzy a identifikácia hlavných komponentov limonén, α -pinén a β -elemén, ktoré dosiahli najvyššie percentuálne zastúpenie v rámci obsahových zložiek silice *Solidago canadensis* L. je možné porovnať s podobnými štúdiami. K rovnakým výsledkom, čiže k identifikácii najvyššieho percentuálneho zastúpenia komponentov limonén a α -pinén sa dopracovali aj vo výskume z Poľska KALEMBA a THIEM (2002). V inej štúdii z Maďarska sa uvádza ako dominantný komponent β -elemén (AMTMANN, 2010). Porovnateľnosť týchto výsledkov mohla byť spôsobená vplyvom podobných klimatických podmienok susedných stredoeurópskych krajín, v ktorých bol rastlinný materiál odobraný a skúmaný.

Podobne ako aj vplyv na klíčenie semien, tak aj vplyv silice na predlžovanie koreňov testovaných semien sa vyznačuje dvojakým účinkom. Ide buď o účinok stimulačný alebo inhibičný. Tento fenomén sa nazýva horméza alebo hormetický efekt. Pri horméze sa prechodne stimuluje predlžovanie koreňov, po ktorom nasleduje inhibícia ich rastu. Je to všeobecný efekt, pri ktorom sa prostredníctvom toxického faktora a naštartovania obrany organizmu zmierni reakcia na ostatné stresové faktory. Podľa dostupnej literatúry môžu byť rozličné dávky rovnakej silice inhibičné alebo stimulačné (STEBBING, 1982).

Silica extrahovaná z troch rôznych vzoriek *Solidago* spp. vo výskume GRUŠOVEJ a kol. (2016) stimulovala predlžovanie korenkov testovaných semien *Raphanus sativus* L. a *Lepidium sativum* L. Naopak, iba v jedinej vzorke bola spozorovaná inhibícia rastu korenkov na rovnakom druhu testovaných semien. Ako v predchádzajúcom prípade, aj pri priemernej dĺžke korenkov nebol ani v jedinej ich vzorke spozorovaný stimulačný alebo inhibičný účinok. Fytotoxická aktivita silíc bola stanovená aj vo výskume GRUŠOVEJ a kol. (2016) na rovnakých testovaných modelových semenách. Aplikácia silice v troch rôznych koncentráciách z dvoch odlišných lokalít stimulovala klíčenie semien *Raphanus sativus* L. Naopak, aplikácia silice z inej vzorky pri koncentrácii 0,625 µg/ml spôsobila inhibíciu klíčenia testovaných semien *Raphanus sativus* L. Na inom druhu testovaných semien *Lepidium sativum* L. bola spozorovaná výrazná inhibícia pri dávke 0,625 µg/ml a 0,025 µg/ml v dvoch odlišných vzorkách. Navyše, v jednej zo skúmaných vzoriek nebol spozorovaný žiaden významný účinok. DUDAI a kol. (2000) uviedol, že monoterpény pôsobia na testované semená už vo veľmi nízkych hladinách. Mnoho rastlinných druhov uvoľňuje fytotoxické monoterpény ako β-pinén či limonén. Práve β-pinén podľa ARECO a kol. (2014) znižuje rýchlosť klíčenia a rastu sadeníc *Zea mays* L. V dostupnej literatúre sú uvedené aj inhibičné účinky limonénu na rast a primárnu fyziológiu *Brassica oleracea* L. a *Daucus carota* L. (IBRAHIM a kol., 2004). CHOWHAN a kol. (2013) vo svojej štúdii uviedli, že monoterpény α-pinén, gáfor a citrinela inhibovali bunkové delenie v rastúcich koreňových špičkách a β-pinén inhiboval klíčenie. Naopak, v niektorých výskumoch bolo preukázané, že žiadny z jednotlivých monoterpénov nespôsobil fytotoxicitu. Prítomnosť bioaktívnych terpenoidov naznačuje ich potenciálnu úlohu pri vzniku a šírení rastlín v rôznych biotopoch (BARNEY a kol., 2005).

DE MARTINO a kol. (2010) popísali vo svojej štúdii monoterpény ako hlavné zložky silíc, ktoré sú známe svojimi biologickými vlastnosťami. Zamerali sa na skúmanie 27 monoterpénov, vrátane monoterpénových uhľovodíkov proti klíčeniu semien a následnému rastu korenkov testovaných semien *Lepidium sativum* L. a *Raphanus sativus* L. Inhibičná aktivita bola preukázaná v závislosti od dávky, avšak všeobecne platí, že práve semená *Raphanus sativus* L. sú citlivejšie ako *Lepidium sativum* L. a ich klíčenie je pravdepodobne viac inhibované alkoholmi. Pri najvyššej testovanej koncentrácii boli účinnejšie látky geraniol, borneol, (±)-p-citronellol a α-terpineol. Geraniol a karvón značne inhibovali klíčenie *Lepidium sativum* L. pri najvyššej testovanej koncentrácii.

V ďalšom výskume KEEGE a PIERIK (2010) popísali vlastnosti α-pinénu emitovaného z dubu (*Quercus ilex* L.) a šalvie (*Salvia leucophylla* L.). Následne zistili, že α-pinén inhiboval klíčenie semien a rast koreňov u mnohých druhov rastlín.

ZÁVER

Súhrnne môžeme konštatovať, že monoterpény s najvyšším percentuálnym zastúpením v silici inváznej rastliny *Solidago canadensis* L., ktorými sú komponenty limonén, α-pinén a β-elemén majú alelopatický účinok a mohli by byť v praxi využívané ako biologické / ekologické herbicídy. V nami skúmanom rastlinnom materiáli totiž tieto komponenty dosiahli porovnateľné hodnoty ako v iných

spomínaných výskumoch, v ktorých autori na konkrétnych prípadoch demonštrovali ich herbicídny účinok tým, že spozorovali inhibičný účinok pri klíčivosti testovaných semien a raste ich korenkov.

POĎAKOVANIE

Výskumné aktivity boli realizované na základe podpory projektov: KEGA 018PU-4/2018, VEGA 1/0783/18, VEGA 2/0018/20 a VEGA 1/0087/20.

LITERATÚRA

- ABRAHIM, D. – BRAGUINI, W.L. – KELMER-BRACHT, A. M. – ISHII-IWAMOTO E.L., 2000. Effects of four monoterpenes on germination, primary root growth, and mitochondrial respiration of maize. J. Chem. Ecol. 26: 611-624.
- ADAMS, R.P., 2007. Identification of Essential Oil Components by Gas Chromatography/Mass Spectrometry, (4th Ed.). Carol Stream, Illinois, USA. č. 66. s. 2329-2339.
- AMTMANN, M., 2010. The chemical relationship between the scent features of goldenrod (*Solidago canadensis* L.) flower and its unifloral honey. J. Food Compos. Anal., 23: 122-129.
- ARECO, V.A. – FIGUERO, S. – COSA, M.T. – DAMBOLENA, J.S. – ZYGADLO, J.A. – ZUNINO, M.P., 2014. Effects of pinene isomers on germination and growth of maize. Biochem. Syst. Ecol., 55: 27-33.
- BANCHIO, E. – ZYGALDO, J. – VALLADARES, G.R., 2005. Quantitative variations in the essential oil of *Minthostachys mollis* (Kunth.) Griseb. in response to insects with different feeding habits. J. Agric. Food Chem., 53: 6903-6906.
- BARNEY, J.N. – HAY, A.G. – WESTON, L.A., 2005. Isolation and characterization of allelopathic volatiles from mugwort (*Artemisia vulgaris*). J. Chem. Ecol., 31(2): 247-265.
- BENČAĽ, F., 1982. Atlas rozšírenia cudzokrajných drevín na Slovensku a rajonizácia ich pestovania. Veda, Bratislava ISBN 71-059-82.
- CVACHOVÁ, A. – GOJDIČOVÁ, E., 2003. Usmernenie na odstraňovanie invázných druhov rastlín. 1. Vyd. Banská Bystrica: ŠOP SR. 68s. ISBN 80 – 89035 – 25 – 6.
- DE MARTINO, L. – MANCINI, E. – DE ALMEIDA, L.F. – DE FEO, V., 2010. The Antigerminative Activity of Twenty-Seven Monoterpenes. Molecules. č. 15(9): 6630-6637.
- DUDAI, N. – LARKOV, O. – PUTIEVSKY, E. – LERNER, H.R. – RAVID, U. – LEWINSOHN, E. – MAYER, A.M., 2000. Biotransformation of constituents of essential oils by germinating wheat seed. Phytochemistry. č. 55(5): 375-382.
- DZIRI, S. – HOSNI, K., 2012. Effects of cement dust on volatile oil constituents and antioxidative metabolism of Aleppo pine (*Pinus halepensis*) needles. Acta Physiol. Plant. 34, 1669-1678.
- GRULOVA, D. – DE MARTINO, L. – MANCINI, E. – SALAMON, I. – DE FEO, V., 2015. Seasonal variability of the main components in essential oil of *Mentha x piperita* L. J. Sci. Food Agric. 95(3):621-627.
- GRULOVÁ, D. – BARANOVÁ, B. – IVANOVA, V. – DE MARTINO, L. – MANCINI, E. – DE FEO, V. 2016. Composition and bio activity of essential oils of *Solidago* spp. And their impact on radish and garden cress. Allelopathy J., 39(2): 129-142.
- HARRATHI, J. – HOSNI, K. – KARRAY-BOURAOUI, N. – ATTIA, H. – MARZOUK, B. – MAGNE, C., – LACHAAL, M., 2012. Effect of salt stress on growth, fatty acids and essential oils in safflower (*Carthamus tinctorius* L.). Acta Physiol. Plant., 34, 129-137.
- HOSNI, K. – HASSEN, I. – M'RABET, Y. – SEBEL, H. – CASABIANCA, H., 2013. Genetic relationships between some Tunisian Citrus species based on their leaf volatile oil constituents. Biochem. Syst. Ecol., 50, 65-71.
- HOSNI, K. – ZAHED, N. – CHRIF, R. – ABID, I. – MEDFEI, W. – KALLEL, M. – BEN BRAHIM, N. – SEBEL, H., 2010. Composition of peel essential oils from four selected Tunisian Citrus species: evidence for the genotypic influence. Food Chem., 123, 1098-1104.
- CHANOTIYA, S. – YADAV, A., 2008. Natural variability in enantiomeric composition of bioactive chiral terpenoids in essential oil of *Solidago canadensis* L. from Uttarakhand, India. Nat. Prod. Com., 3 (2): 263-266.

- CHOWHAN, N. – SINGH, H.P. – BATISH, D.R. – KAUR, S. – AHUJA, N. – KOHLI, R.K., 2013. β -pinene inhibited germination and early growth involves membrane peroxidation. *Protoplasma*, 250(3): 691-700.
- IBRAHIM, M.A. – OKSANEN, E.J. – HOLOPAINEN, J.K., 2004. Effects of limonene on the growth and physiology of cabbage (*Brassica oleracea* L.) and carrot (*Daucus carota* L.) plants. *J. Sci. Food Agric.*, 84(11): 1319-1326.
- KALEMBA, D. – THIEM, B., 2002. Constituents of the essential oil of four micropropagated *Solidago* species. *Flavour Fragr. J.*, 19(1): 40-43.
- HOSNI K. – HASSEN, I. – M'RABET, Y. – CASABIANCA, H., 2019. Biochemical response of *Cupressus sempervirens* to cement dust: Yields and chemical composition of its essential oil. *Arab. J. Chem.*, 12: 1308–1314.
- KEGGE, W. – PIERIK, R. 2010. Biogenic volatile organic compounds and plant competition. *Trends Plant Sci.*, 15: 126 - 132.
- KUPCINSKIENE, E. – STIKLIENE, A. – JUDZENTIENE, A., 2008. The essential oil qualitative and quantitative composition in the needles of *Pinus sylvestris* L. growing along industrial transects. *Environ. Pollut.*, 155, 481–491.
- MISHRA, D. – JOSHI, S. – BISHT, G. – PILKHWAL, S., 2010. Chemical composition and antimicrobial activity of *Solidago canadensis* Linn. Root essential oil. *J. Basic. Clin. Pharm.*, 1 (3):187-190.
- NAGY, M. – MUČAJI, P. – GRANČAI, D., 2017. Farmakognózia. Biologicky aktívne rastlinné metabolity a ich zdroje. 2. slovenské vydanie. HERBA. ISBN: 978-80-89631-64-3.
- NEIS (Národný emisný informačný systém), údaje publikované v roku 2019 [<http://www.air.sk/emissions.php>]
- RICHARDSON, D. – PYŠEK P., 2006. Plant invasion: Merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Prog Physi Geog.*, 30: 409 - 431.
- SINGH, H.P. – BATISH, D.R. – KAUR, S. – RAMEZANI, H. – KOHLI, R.K., 2002. Comparative phytotoxicity of four monoterpenes against *Cassia occidentalis*. *Ann. Appl. Biol.*, 141: 111-116.
- SINGH, H.P. – BATISH, D.R. – KAUR, S. – ARORA, K. – KOHLI, R.K., 2006. α -Pinene inhibits growth and induces oxidative stress in roots. *Ann. Bot.*, 98: 1261-1269.
- STEBBING, A.R.D., 1982. Hormesis – The stimulation of growth by low levels of inhibitors. *Sci. Tot. Envir.*, 22: 213-23.

OVERLOOKED IMPORTANCE OF WATERING TROUGH FOR YELLOW-BELLIED TOAD IN EXTENSIVELY USED AGRICULTURAL AREAS

Short notes

Jozef OBOŇA^{1, *} – Beáta BARANOVÁ¹ – Martin HROMADA¹

ABSTRACT

Artificial sources of water - water troughs - have primarily been developed to maintain populations of large herbivores in in water-scarce areas for commercial production. They are crucial for maintaining regional biodiversity, yet they are vulnerable to human induced landscape change. Their significance for amphibians is often overlooked, even though water troughs may represent the only permanent water points for amphibian reproduction, especially for the rare frog populations of Yellow-bellied toad *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758) in human modified landscapes.

KEYWORDS

antropotelmata, *Bombina variegata*, amphibian reproduction, agriculture, conservation

Water troughs are important on the farm for livestock feed and water. However, the maintenance of water troughs is often neglected by farmers. Especially in time, when extensive external production changes to intensive indoor “quick production”. Thus left alone functioning watering trough can become interesting for animals that can use this environment for their lives (e.g. CURADO et al., 2011; HARTEL & WEHRDEN, 2013). This short post wants to pick up the importance of watering trough - anthropogenic aquatic ecosystems belonging to antropotelmata (LELLÁK & KUBÍČEK, 1992; WILLIAMS, 2006) for the conservation of rare frog populations of Yellow-bellied toad *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758) (see e.g. GREEN, 1997; KAUTMAN et al., 2001; KUZMIN et al., 2009) in Slovakia.

In one watering trough (Šarišské Sokolovce village, Slovakia) consisting of 5 interconnected troughs (200 cm x 30 cm x 30 cm; see Figs. 1, 2) were recorded together 8 adults and about 400 tadpoles of this species (see Tab. 1).



Figure 1. Schema of Watering trough.

¹ Department of Ecology, Faculty of Humanities and Natural Sciences, University of Prešov in Prešov, 17. novembra 1, SK-081 16 Prešov, Slovakia; e-mail: jozef.obona@unipo.sk, beata.baranova@unipo.sk, martin.hromada@unipo.sk

* Corresponding author.



Figure 2. Photos of watering trough and Yellow-bellied toad *Bombina variegata* in watering trough (photo: B. Baranová).

Table. 1 Presence of Yellow-bellied toad in Watering troughs.

troughs (see Fig. 1)	number of adults	number of tadpoles
A	2	> 10
B	2	> 100
C	3	< 150
D	0	< 50
E	1	> 50

The maintaining of this kind of antropotelmata (relatively common, especially in farmed areas) or their rebuilding in the country could have a positive effect not only for Yellow-bellied toad population, but also on the population of other amphibians, wild animals and birds (e.g. GARCIA-GONZALEZ & GARCIA-VAZQUEZ, 2011). Although these antropotelmata represent only a remnant of times past in Slovakia, which is gradually disappearing from the country. We assume that its significance is far greater than watering trough for livestock. They have also value as freshwater shelters for amphibian diversity and amphibian conservation. With appropriate management can have a beneficial effect on local biodiversity, wild animals, birds, and even rare amphibians whose natural habitats are gradually disappearing from nature thanks to human activities and intervention in the country (e.g. BUONO et al., 2019).

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the editor and all anonymous reviewers for their valuable and constructive comments on the first version of the manuscript. This work was supported by the Slovak Research and Development Agency under the contract No. APVV-16-0236, by the Slovak Scientific Grant Agency, contract No. VEGA-1/0012/20, and by Agency of Ministry of Education, Science, Research and Sport of the Slovak Republic (Project: ITMS: 26110230119).

REFERENCES

- BUONO, V. – BISSATTINI, A. M. – VIGNOLI, L., 2019. Can a cow save a newt? The role of cattle drinking troughs in amphibian conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(6), 964-975.

- CURADO, N. – HARTEL, T. – ARNTZEN, J. W., 2011. Amphibian pond loss as a function of landscape change a case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation*, 144(5), 1610-1618.
- GARCIA-GONZALEZ, C. – GARCIA-VAZQUEZ, E., 2011. The value of traditional troughs as freshwater shelters for amphibian diversity. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems*, 21(1), 74-81.
- GREEN, D. M., 1997. Perspectives on amphibian populations declines: defining the problem and searching for answers. Pp. 291-308. In: GREEN, D. M. (Ed). *Amphibians in Decline. Canadian Studies of a Global Problem*. Saint Louis: Society for the Studies of Amphibians and Reptiles. 380 pp.
- HARTEL, T. – VON WEHRDEN, H., 2013. Farmed areas predict the distribution of amphibian ponds in a traditional rural landscape. *PLoS One*, 8(5).
- KAUTMAN, J. – BARTÍK I. – URBAN, P., 2001. Red (ecosozological) list of amphibian (Amphibia) of Slovakia. In: BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P. (eds), 2001: Red (ecosozological) list of plants and animals of Slovakia. *Ochrana Prírody*, 20 (Suppl.), 146-147.
- KUZMIN, S. – DENOËL, M. – ANTHONY, B. – ANDREONE, F. – SCHMIDT, B. – OGRODOWCZYK, A. – OGIELSKA, M. – VOGRIN, M. – COGALNICEANU, D. – KOVÁCS, T. – KISS, I. – PUKY, I. – VÖRÖS J. – TARKHNISHVILI, D. – ANANJEVA D., 2009. *Bombina variegata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T54451A11148290.
- LELLÁK, F. – KUBÍČEK, F., 1992. *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Vydavatelství Karolinum Praha. 260 pp.
- WILLIAMS, D.D., 2006. *The biology of Temporary Waters*. Oxford University Press. 337 pp.

NIEKOĽKO POZNÁMOK K VÝSKYTU *BROSCUS CEPHALOTES* L. (COLEOPTERA: CARABIDAE) V RÁMCI ČLOVEKOM UMELO VYTVORENÝCH STANOVÍŠŤ

SOME NOTES ON THE OCCURRENCE OF *BROSCUS CEPHALOTES* L. (COLEOPTERA: CARABIDAE) IN MAN- MADE HABITATS

Short notes

Beáta BARANOVÁ¹

ABSTRACT

Wide spectrum of man – made sites was confirmed to be valuable analogues of natural habitats for endangered species and habitat specialists within the cultural landscape. Strand-line burrower *Brosicus cephalotes* L. (Coleoptera: Carabidae) is tightly fixed on the sandy substratum, used for burrow building, eggs laid, larva development and as imago shelter. Paper noticed the occurrence of species at three man-made sites, observed within the research of epigeal macrofauna with lay emphasis on ground beetles, within anthropogenic habitats in the cultural landscape, since substratum at these sites imitates sandy soil.

KEYWORDS

Brosicus cephalotes, man-made sites, sandy substratum, analogues of natural habitats

V rámci výskumu spoločenstva epigeickej makrofauny s dôrazom na čeľaď bystruškovitých na rôznych typoch človekom umelo vytvorených stanovišť bol zaznamenaný výskyt druhu *Brosicus cephalotes* (Linnaeus, 1758) (SJ: bežec veľkohlavý; CZ: štřevlík hlaváč; AJ: strand-line burrower/sandgraver; DE: kopfkäfer pozn. autora) (Obr. 1).



Obrázok 1. Imágo *Brosicus cephalotes* (foto: J. Oboňa, B. Baranová).

¹ Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove, 17. novembra č. 1, SK-081 16 Prešov, Slovensko; e-mail: beata.baranova@unipo.sk

Ide o 16-23 mm veľký, dravý, nelietajúci druh s nočnou aktivitou z čeľade bystruškovitých, podčeľade *Brosicinae*. Tento západopalearktický druh je rozšírený od nížin po pahorkatiny takmer v celej Európe, malej Ázii, na Kaukaze, v západnej Sibíri a strednej Ázii. Recentne bol zavlečený aj do Severnej Ameriky (LINDROTH a BANGSHOLT, 1985; LAROCHELLE a LARIVIÈRE, 1989; HŮRKA, 1996).

Z hľadiska bionómie preferuje druh polosuché až vlhké stanovišťa s riedkou vegetáciou a bez zatienenia. Pre výskyt druhu je kľúčová prítomnosť ľahkého piesčitého a sypkého substrátu, v ktorom si vytvára tunely (Obr. 2), do ktorých samice kladú vajíčka, v ktorých dochádza k vývinu larvy a ktoré imága využívajú ako úkryt. Preto bol jeho výskyt zaznamenaný najčastejšie na piesčitých poliach, piesčitých brehoch vôd, pobrežných oblastiach a pieskových dunách (LINDROTH a BANGSHOLT, 1985; HŮRKA, 1996). Druh je však zjavne schopný prežívať aj v rámci agroekosystémov: bol nájdený na jahodových poliach (HURUK, 2002), v rámci poľných kultúr na ľahkých piesočnatých pôdach (ALEKSANDROWICZ et al., 2009) alebo v okrajových habitatoch agrocenóz (BENNEWICZ a BARCZAK, 2020).



Obrázok 2. Čerstvo vyhlbéný tunel *Broscus cephalotes* v piesku (zdroj: <http://johnwalters.co.uk>).

Figure 2. Newly-excavated burrow of *Broscus cephalotes* in sand.

V minulosti patril k dominantným druhom polí pre pestovanie koreňovej zeleniny na piesčitej pôde v západnej a strednej Európe (THIELE, 1977), v súčasnosti však na mnohých miestach vymizol a prežíva v rámci substitučných, človekom umelo vytvorených habitatov ako napr. pieskovní (EVERSHAM et al., 1996; TROPEK a ŘEHOUNEK, 2011). Z ochrannárskeho hľadiska ide o vzácny, atraktívny druh, ktorý je vo viacerých Európskych krajinách zaradený do červeného zoznamu.

Materiál epigeickej makrofauny a chrobákov bol v rokoch 2012, 2015 a 2020 zbieraný metódou formalínových zemných pascí. Pasce pozostávali z plastových 0,5 L plastových pohárov naplnených fixačnou tekutinou (4% vodný roztok formaldehydu) do polovice objemu. Pasce boli v počte päť kusov umiestnené na stanovišti v líniovej formácii, v minimálnej vzdialenosti 5 metrov od seba a zároveň minimálne 15 metrov od okrajov habitatu. Pasce boli exponované v období od apríla, príp. začiatku mája do konca

septembra resp. októbra. Pasce boli kontrolované a ich obsah vyberaný minimálne raz za tri týždne. Materiál bol ručne vytriedený na úroveň radov, rad Coleoptera bol determinovaný na úroveň čeľadí a zástupcovia čeľade bystruškovitých (Coleoptera: Carabidae) determinovaný podľa HŮRKU (1996).

Prítomnosť druhu bola následne zaznamenaná na troch stanovištiach:

1. rekultivovaná časť riadenej skládky komunálneho odpadu v katastri obce Svinia Obr.3-a (GPS: 49° 1' 32.7685149" N; 21° 6' 40.3795624" E), 1 exemplár;
2. výsypka po ťažbe nerastných surovín (opálu) v katastri obce Červenica Obr.3-b (GPS: 48° 54' 34.9033505" N; 21° 27' 40.3654861" E), 3 exempláre/imága;
3. skládka rekultivačného materiálu v časti obce Terňa-Hradisko Obr.3-c (GPS: 49° 7' 20.3140247" N, 21° 14' 19.5394135" E), 1 exemplár.



a) Svinia

b) Červenica

c) Terňa-Hradisko

Obrázok 3. Sledované stanovištia so zaznamenaným výskytom druhu *Broscus cephalotes* (zdroj: a – <https://envirozataze.enviroportal.sk> (a); b, c – autor).

Figure 3. Monitoring sites with recorded occurrence of *Broscus cephalotes*.

Spoločným znakom stanovišť je sypký substrát: v rámci rekultivovanej časti skládky komunálneho odpadu v Svinii bola pre rekultiváciu použitá priamo piesčitá pôda; hlušina tvoriaca haldu po ťažbe v Červenici je sypká, výhrevná a zároveň vysoko nasiakavá so zastúpením rozličných veľkostných frakcií; skládka materiálu pre rekultiváciu v Terňa-Hradisku je tvorená jemnozrnným vytriedeným materiálom po ťažbe kameniva v lome. Z hľadiska vegetácie je pre stanovištia typická dominancia obnaženého substrátu bez zapojeného vegetačného krytu (> 50%), s výskytom solitérnych stromov a rozptýlenej bylinno-trávnatej vegetácie s výškou trsov 20-50 cm, čo odpovedá bionómii druhu.

Získané údaje potvrdzujú schopnosť druhu *Broscus cephalotes* osídľovať aj človekom umelo vytvorené stanovištia, ktoré svojimi podmienkami prostredia imitujú habitaty jeho prirodzeného výskytu. Otázkou v tejto súvislosti ostáva časová stálosť týchto stanovišť s ohľadom na možné ďalšie zásahy zo strany človeka, ktoré by prakticky viedli k zničeniu habitatu a to napr. odvoz materiálu pre rekultiváciu zo skládky, rovnako v súvislosti s postupujúcou sukcesiou vegetácie a zarastaním. V nadväznosti na charakter sledovaných stanovišť možno predpokladať pomalý priebeh týchto procesov či už z hľadiska pôdných podmienok (vysychavý a málo úživný substrát), alebo zaťaženia rizikovými látkami vrátane ťažkých kovov (halda po ťažbe nerastných surovín) (BANÁŠOVÁ et al., 2003; BORYMSKI et al., 2018). Každopádne však existencia

takýchto substitučných habitatov môže napomôcť prežívaniu druhu v rámci kultúrnej krajiny.

V súvislosti s lokalizáciou stanovišť je tiež otázne, aký spôsobom druh stanovište osídlil. Pri rekultivovanej časti skládky komunálneho odpadu ako aj skládke rekultivačného materiálu je možné predpokladať prípadné osídlenie z okolitých agrocenóz. Do úvahy prichádza aj prinesenie druhu spoločne s materiálom použitým pri rekultivácii (prekrytie uzatvorenej časti skládky) alebo z kameňolomu. V rámci výskumu bola sledovaná napr. aj bývala pieskovňa, na ktorej však druh zistený nebol. Pri halde hlušiny, ktorá je lokalizovaná uprostred zalesnenej oblasti bez priameho kontaktu s agrocenózami, je možné predpokladať osídlenie prostredníctvom živočíšneho vektora.

Získané údaje potvrdzujú význam antropogénnych stanovišť pre prežívanie a udržiavanie populácií zriedkavých druhov a habitatových špecialistov v kultúrnej krajine, v ktorej došlo a dochádza k poklesu rozlohy a tiež frekvencii výskytu ich prirodzených stanovišť.

POĎAKOVANIE

Poďakovanie patrí Tomášovi a Jorimu Vukovi Palenčárovým za asistenciu pri terénnom výskume, ktorý bol realizovaný za čiastočnej podpory z grantu KEGA č. 005/PU4-2019.

LITERATÚRA

- ALEKSANDROWICZ, O. - PAKUŁA, B. - GRABIEC, E., 2009. Species composition and ecological structure of Carabid's assembly in a fodder's mixture field in north Poland. *Environment Technology Resources Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference*, 1:147.
- BANÁŠOVÁ, V. - PIŠÚT, I. - LINTNEROVÁ, O., 2003. Poznámky ku špecifickej vegetácii na haldách trosky pri Smolníku (Slovenské Rudohorie). *Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti*, 25:135-141.
- BENNEWICZ, J. - BARCZAK, T., 2020. Ground beetles (Carabidae) of field margin habitats. *Biologia*, 75: 1631-1641.
- BORYMSKI, S. - CYCOŃ, M. - BECKMANN, M. et al., 2018. Plant species and heavy metals affect biodiversity of microbial communities associated with metal-tolerant plants in metalliferous soils. *Frontiers in Microbiology*, 9:1425.
- EVERSHAM, B. - ROY, D. - TELFER, M., 1996. Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologici Fennici*, 33(1): 149-156.
- HŮRKA, K., 1996. Carabidae České a Slovenské republiky, Ilustrovaný klíč. Nakladatelství KABOUREK, s.r.o., Zlín, 390 pp..
- HURUK, S., 2002. Carabids (Coleoptera, Carabidae) in strawberry plantations on brown soils. *Baltic Journal of Coleopterology*, 2(2): 105-116.
- LAROCHELLE, A. - LARIVIÈRE, M.C., 1989. First Records of *Broscus cephalotes* (Linnaeus) (Coleoptera: Carabidae: Broscini) for North America. *The Coleopterists Bulletin*, 43(1): 69-73.
- LINDROTH, C. - BANGSHOLT, F., 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark, Part 1, Brill Archive.
- THIELE, H.U., 1977. Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Berlin, Heidelberg, New York, 17, 369 pp..
- TROPEK, R. - ŘEHOUNEK, J., 2011. Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. *Entomologický ústav AV ČR, v.v.i. & Calla*, 147 pp..
- [http://johnwalters.co.uk/pdfs/7%20Brachinus%20Omophron%20\(Telfer%20and%20Walters%202010\)%20.1.pdf](http://johnwalters.co.uk/pdfs/7%20Brachinus%20Omophron%20(Telfer%20and%20Walters%202010)%20.1.pdf)
- <https://carabidae.org/gallery?taxon=217&mode=all>

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

Editor: RNDr. Adriana Eliašová, PhD.

Recenzenti: RNDr. Beáta Baranová, PhD.
RNDr. Alexander Csanády, PhD.
PaedDr. Jakub Fedorčák, PhD.
Dilian Georgiev, PhD.
Mgr. Tomáš Jászay, PhD.
Lujza Keresztes, PhD.
doc. Fedir Kurtyak, PhD.
RNDr. Vladimír Langraf, PhD.
RNDr. Libuša Lengyelová, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
RNDr. Marek Renčo, PhD.
RNDr. Michal Rendoš, PhD.

Redakčná rada:

Predseda: doc. Mgr. Martin Hromada, PhD.

Výkonný redaktor: RNDr. Adriana Eliašová, PhD.

Členovia: RNDr. Mária Balážová, PhD.
RNDr. Michal Baláž, PhD.
RNDr. Alexander Csanády, PhD.
RNDr. Lenka Demková, PhD.
prof. PaedDr. Ján Koščo, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
doc. Ruslan Maryichuk, CSc.
doc. Ing. Milan Novikmec, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
Ing. Marek Svitok, PhD.
Mgr. Iveta Škodová, PhD.
doc. RNDr. Marcel Uhrin, PhD.

Adresa redakcie: Biodiversity & Environment
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra č. 1
081 16 Prešov
Tel: 051 / 75 70 358
e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove

Sídlo vydavateľa: Ulica 17. novembra č. 15, 080 01 Prešov

IČO vydavateľa: 17 070 775

Periodicita: 2 čísla ročne

Jazyk: slovenský/anglický/český

Poradie vydania: 2/2020

Dátum vydania: december 2020

Foto na obálke: *Parus palustris* (autor Mgr. Stanislav Greš)

Za jazykovú úpravu príspevkov zodpovedajú autori.

ISSN 1338-080X (print)

ISSN 2585-9242 (online)

EV 3883/09



Európska únia
Európsky sociálny fond



**VÝSKUMNÁ
AGENTÚRA**

*„Moderné vzdelávanie pre vedomostnú spoločnosť/
Projekt je spolufinancovaný zo zdrojov EÚ“*



VYDAVATELSTVO
PREŠOVSKÉJ
UNIVERZITY

ISSN 1338-080X



9 771338 080002