

Vplyv výstražných znakov rastlín na percepciu a ochotu ľudí chrániť ich

The Effect of Warning Cues of Plants on Pupils' Perception and Willingness to protect them

Jana Fančovičová¹, Markéta Kubíčková²

¹Katedra biológie, Pedagogická fakulta, Trnavská univerzita v Trnave

²ZŠ s MŠ Chtelnica

Abstract: Degradation of biodiversity is one of the current problems of today, so scientists are increasingly concerned with which factors influence people's willingness to protect wild organisms. Aposematic (warning) coloration is well-known phenomenon in animals, but little attention has been dedicated to plants. On the one hand, red fruits are signals for frugivorous animals, on the other hand, for example, red thorns could be perceived aposematic signals by many animals. Thorns provide mechanical protection against herbivory because they can wound mouths, or digestive systems of herbivores. Plants advertise their defensive ability, and thus to deter herbivores. Primary school pupils from three schools comprised the sample. A questionnaire was used as a research tool aimed at assessing the dangerousness, attractiveness and willingness to protect the presented plant species with and without aposematic signals. Through the presentation, seven plants with a warning sign and seven plants without them were presented to the pupils. Thorny plants received a higher dangerousness score than plants without thorns. Boys considered the species with thorns more dangerous than girls, and were more willing to protect species lacking thorns. An assessment of attractiveness and willingness to protect them was significantly decreasing with pupils' age. Girls rated plants with thorns more attractive than without thorns. Pupils with a higher interest in plants rated the attractiveness of species more positively and were also more willing to protect them regardless of the presence of thorns. It is necessary to develop strategies to make plants more attractive in the eyes of people and to be interested in their protection.

Keywords: cactus, protection, thorns, aposematism, attractiveness.

1 Úvod

Rastliny reagujú na všetko, čo je pre nich životne dôležité. Komunikujú s ďalšími rastlinami vo svojom okolí, vnímajú, či sú spásané alebo poranené, a odpovedajú rôznymi obrannými stratégiami (Arzt, 2015). Keďže sa aktívne nepohybujú na svoju obranu používajú rôzne výstražné signály. Mnohé rastliny používajú vizuálne signály na komunikáciu, vysielajú signál o nebezpečnosti alebo nejedlosti pre mnohé bylinožravce. Rubino a McCarthy (2004) dopĺňajú výstražné signály akými sú bodliaky, trne a ostne. Ich funkcia je nielen ochranná, ale aj ochladzovacia počas horúcich dní. Hoci sa ukázalo, že účasť takýchto signálov pri opelení a rozptýlení semien je dôležitá, úloha nápadných trňov u rastlín nebola dostatočne preskúmaná. Uvedené však poskytuje selektívnu výhodu, pretože predátori sa naučili spájať sfarbenie s nepríjemnými vlastnosťami (Harvey a Paxton, 1981).

Niekedy využívajú chemickú obranu pomocou jedu, inokedy sa bránia stavbou svojho tela. Patria k nim napr. silné pichliače, ostré trne, zahrotené ostne alebo pŕhlivé chlípky. Účelom všetkých týchto orgánov je odradiť živočíchy, ktoré by sa inak mohli pokúsiť rastlinu skonzumovať.

Dužinaté stonky opuncie sú prerastené zhlukmi ostrých trňov, ktorými rastlina od seba odháňa hladné zvieratá. Opuncie pritom majú ešte jednu menej viditeľnú defenzívnu zbraň – chumáčky zlatistých chlípok pri koreni trňa. Na konci týchto chlípok je háčik, ktorý sa pri dotyku z opuncie ľahko uvoľní a zavrtávajú do zvieratá (Bright, 2002).

Mnohé rastliny sa bránia tým, že produkujú jedovaté látky, alebo toxíny, ktoré sa koncentrujú v listoch. Niektoré sa vyznačujú silným odpudzujúcim zápachom (tabak, durman, ricín, vrabcovník; Howell, 2008). Napr. húsenice mlynárika repového (*Pieris brassicae* L.) začnú obhrýzať listy divorastúcej kapusty obyčajnej (*Brassica oleracea* L.), napadnutá rastlina začne vylučovať nezvyčajný zápach. Ten sa rýchlo šíri až k osičkám z čeľade lumčíkovitých (Hymenoptera, Braconidae), ktoré sa živia húsenicami mlynárika repového (*P. brassicae* L.). Osičky dobre vedia, že ak sa vydajú po pachu, lahodná odmena ich neminie.

Napr. kvety mučenky z tropických oblastí Ameriky obsahujú jed, ktorý spôsobuje, že väčšina živočíchov sa vyhýba konzumácii ich listov. Húsenice motýľa *Heliconius melpomene* sa však nimi živia. Jedovaté látky sa ukladajú v ich tele a prispievajú k ich jedovatosti. Tieto motýle kladú vajíčka len na listy, na ktorých sa nenachádzajú iné vajíčka. Rastlina vytvára na mladých listoch a úponkoch čosi ako vajíčka, aby oklamala samičku motýľa. Uvedený jav patrí medzi rastlinné mimikry (Adams et al., 2003).

Nápadné sfarbenie (aposematizmus) alebo iný typ signálu slúžia organizmu na varovanie predátora, že je nepoužiteľný, prípadne jedovatý. Veľmi intenzívne sfarbenie, kontrastné farby (červená, žltá, čierna), farby s bielymi prúžkami či škvrnami sú varovnými či atraktívnymi signálmi mnohých živočíchov, avšak podobnú funkciu zohráva pravdepodobne aj sfarbenie rastlín. Červené kvety či červené plody sú na jednej strane signálom pre opelovače a živočíchy živiace sa plodmi (Pijl, 1982), na druhej strane napríklad červený osteň je pre mnohé živočíchy výstražným signálom (Lev-Yadun, 2001, 2003). Červená, žltá,

čierna a hnedá sú rovnako farbami, ktoré signalizujú jedovatosť rastlinného druhu (Edmunds, 1974; Gittleman a Harvey, 1980; Lev-Yadun, 2001). Pozoruhodným zistením je, že aj zelené sfarbenie, ktoré u rastlín dominuje, môže byť výstražným signálom alebo znakom nezrelosti (Lev-Yadun a Neéman, 2004). Lev-Yadun a Neéman (2004) poukazujú na fakt, že v arídnych oblastiach a iných typoch ekosystémov, v ktorých sú mnohé rastliny suché a opadané, je zelené sfarbenie nápadné a kontrastné so žltou púšťou a s bezlistým pozadím a môže tak ísť o výstražné sfarbenie. Zelené sfarbenie plodov nemožno však považovať za výstražné v prípade, že ide o zelené okolie, ak sa nachádza v okolí zelených rastlín.

Podobne ako aposematické sfarbenie u živočíchov, Lev-Yadun (2001) potvrdzuje, že u rastlín sú trne výstražným znakom. Nápadné trne sú pre rastliny prospešné, fungujú ako signál nekonzumovateľnosti pre bylinožravé živočíchy. Trne poskytujú mechanickú ochranu proti herbivorom (Grubb, 1992), pretože môžu poraniť ústnu dutinu, tráviace systémy (Janzen, 1986) a ďalšie orgány bylinožravcov. Akonáhle sa bylinožravce naučia identifikovať trne, môžu sa vyhnúť škodlivým rastlinám. Samozrejme, že farebnosť trňov a prítomnosť škvŕn je nákladné na zdroj energie. Napríklad u kaktusov biela vlňa redukuje extrémne teplotné rozdiely, čím sa chráni vrcholová časť.

Napriek tomu, že údaje súvisiace s preferenciou farieb u človeka sú zriedkavé, evolučné výskumy potvrdzujú, že estetický úsudok u človeka pravdepodobne zohráva dôležitú úlohu v každodennom rozhodovaní (Volland a Grammer, 2003). Človek prisudzuje pozitívne kvality atraktívnym subjektom a negatívne hodnotí neatraktívne subjekty. Uvedený mechanizmus sa označuje ako „čo je pekné, je aj dobré“ (Dion et al., 1972; Dion, 1973; Langlois et al., 2000). Evoluční biológovia poukazujú na to, že uvedené mechanizmy zodpovedné za preferenciu krásy sa vyvinuli na základe pohlavného výberu. Preferencia fyzicky atraktívneho partnera je ultimátnym mechanizmom preferencie „dobrých génov“ (Langlois, 2000; Prokop a Fančovičová, 2010), čo bolo tiež prednedávnom potvrdené analýzami na molekulovej úrovni (Lie et al., 2008). Vnímanie estetiky rastlín štatisticky významne ovplyvňuje preferencie niektorých druhov rastlín u dnešného človeka, pričom estetický úsudok žien je silnejší ako u mužov (Hurlbert a Ling, 2007). Ženy sú priťahované farebnými plodmi na základe skutočnosti, že signalizujú určité zdroje potravy (Heerwagen a Orians, 1993; Regan et al., 2001). Senzitivita žien je rozhodujúcou na prežitie, keďže zozbieraná potrava obsahovala prevažne rastlinnú potravu (Eaton et al., 1985, 1997) a ženy boli v minulosti zberačkami (Kaplan, 1996).

Vnímanie estetiky rastlín štatisticky významne ovplyvňuje preferencie niektorých druhov rastlín, ktoré sú ľudia zároveň ochotnejší chrániť. Degradácia biodiverzity patrí k aktuálnym problémom dnešnej doby, preto sa vedci čoraz viac zaoberajú otázkou, ktoré faktory ovplyvňujú ochotu ľudí chrániť organizmy. Typickými ikonami ochrany sú charizmatické cicavce, ako napr. pandy, či slony, čo môže naznačovať, že ochota chrániť určité druhy súvisí s ich veľkosťou. Rastliny sú však oveľa problematickejšie, pretože priťahujú prirodzene menšiu pozornosť ľudí v porovnaní so živočíchmi. Z uvedeného dôvodu je nutné vypracovať stratégie, ako rastliny v očiach človeka zatraktívniť a vzbudiť u bežných ľudí záujem o ich ochranu.

2 Materiál a metódy

Výskumu sa zúčastnilo 424 respondentov, žiakov 5. – 9. ročníka troch základných škôl Trnavského kraja (ZŠ s MŠ Chtelnica, II. ZŠ Komenského 2, Vrbové, ZŠ Brezová 19, Piešťany) vo veku 10 – 16 rokov (priemerný vek 13 rokov). Čas výskumu nepresiahol jednu vyučovaciu hodinu.

Do výskumu bolo zaradených 18 druhov rastlín, z toho 9 druhov s výstražným znakom, 9 druhov bez výstražného znaku. Pri výbere jednotlivých rastlinných druhov v použitej prezentácii sme sa sústredili na cudzokrajné, prípadne žiakom neznáme rastlinné druhy z čeľade kaktusovité (Cactaceae) krytosemenných dvojklíčnolistových rastlín. Prezentované obrázky boli upravené v grafickom editore Adobe Photoshop tak, aby boli štandardizované, orezané a umiestnené na jednotnom bielom pozadí bez rušivých elementov. Žiadny prezentovaný druh nemal pripísaný rodový a ani druhový názov, prípadne inú informáciu.

Počas prezentácie rastlín odpovedali respondenti na tri dotazníkové otázky pričom mali možnosť vyjadriť svoj súhlas/nesúhlas na päťstupňovej Likertovej škále:

1. Do akej miery je podľa Vás zobrazený druh nebezpečný?
2. Do akej miery je podľa Vás zobrazený druh atraktívny?
3. Myslíte si, že by mal byť zobrazený druh zákonom chránený?

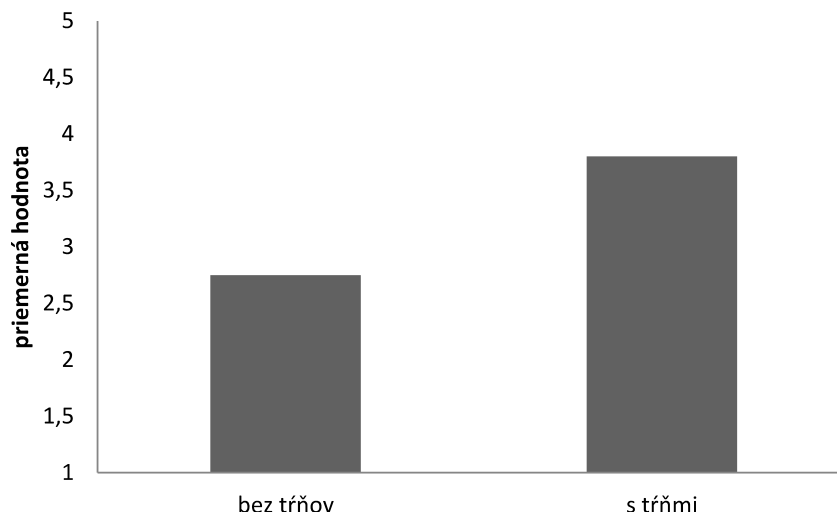
Výskumný nástroj zisťoval i základné údaje o respondentoch ako vek, pohlavie, škola a 10-položkový dotazník zameraný na záujem o rastliny.

Na analýzu bola použitá multivariantná analýza kovariancie (MANCOVA) s vnútornými efektami. Záujem o rastliny bol kovariát, pohlavie a ročník kategorické prediktory a otŕnenosť a neotŕnenosť faktorom s vnútornými efektami. Skóre nebezpečnosti otŕnených a neotŕnených rastlín boli závislé premenné.

3 Výsledky

Subjektívne pociťované nebezpečenstvo

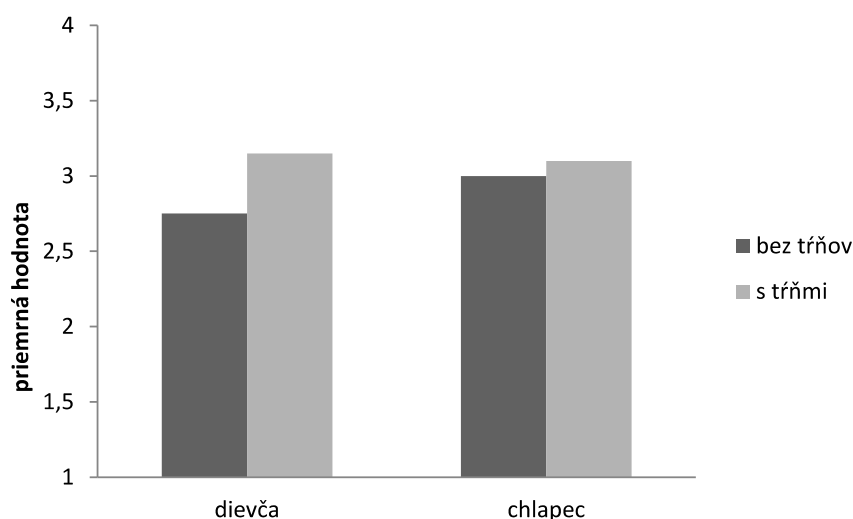
Vplyv trŕňov na subjektívne pociťovanie nebezpečenstva bol signifikantný ($F(1,417) = 3,83$; $P = 0,05$). Rastliny s výstražnými znakmi získali vyššie skóre nebezpečnosti ako rastliny bez trŕňov (graf 1). Interakcia trŕne a pohlavie znamená, že chlapci považovali otŕnené druhy za nebezpečnejšie ako dievčatá ($F(1,417) = 13,82$; $P < 0,001$). Hodnotenie nebezpečenstva rastlín bolo ovplyvnené záujmom o rastliny a faktom, či sa respondenti v danom období stretli s problematikou rastlín.



Graf 1: Porovnanie percepcie nebezpečenstva rastlinných druhov bez trňov a s trňmi.

Subjektívne hodnotenie atraktívnosti

Vplyv trňov na hodnotenie atraktívnosti nebol štatisticky významný ($P > 0,05$). Predložené rastlinné druhy boli rovnako atraktívne či boli alebo neboli prítomné výstražné signály. Opäť sa vyskytla interakcia trne a pohlavie, čo znamená, že chlapci hodnotili atraktívnosť obidvoch typov rastlín podobne, avšak dievčatá hodnotili rastliny s trňmi ako atraktívnejšie v porovnaní s beztŕňovými druhmi ($F(1,417) = 5,43$; $P < 0,001$; graf 2). Respondenti s vyšším záujmom o rastliny hodnotili atraktívnosť otrnených rastlinných druhov ($\beta = 0,14$) aj bez trňov ($\beta = 0,14$) pozitívnejšie. Hodnotenie atraktívnosti signifikantne klesalo s vekom ($F(1,417) = 13,89$; $P < 0,001$).

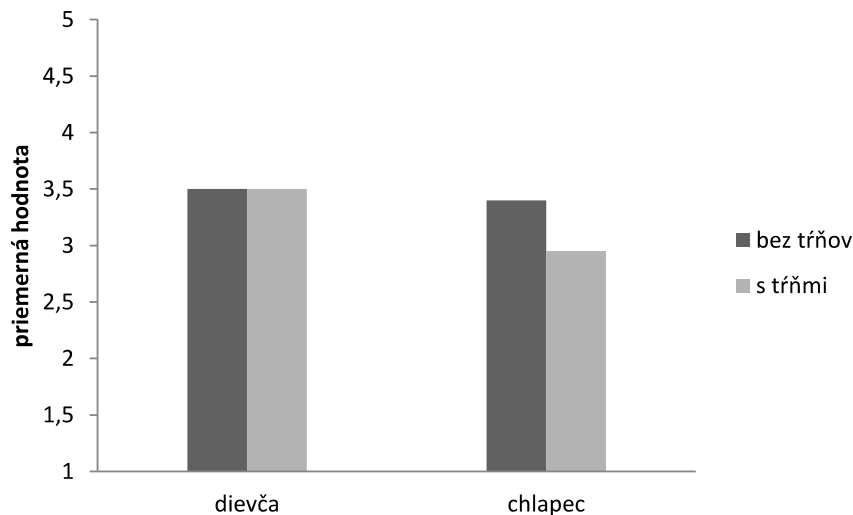


Graf 2: Hodnotenie atraktívnosti rastlín v závislosti od typu rastliny a pohlavia respondenta.

Subjektívne vnímanie ochoty chrániť rastliny

Subjektívne vnímanie ochoty chrániť rastliny nebolo ovplyvnené prítomnosťou výstražných znakov rastlín ($P > 0,05$). V interakcii trne a pohlavie bolo potvrdené, že chlapci boli

ochotnejší chrániť skôr rastliny bez trňov ako otrnené, zatiaľ čo u dievčat rozdiel v subjektívnej motivácii chrániť rastliny nebol ($F(1,417) = 3,95$; $P < 0,05$; graf 3). Záujem o rastliny pozitívne koreloval s ochotou chrániť beztrňové ($\beta = 0,16$) aj otrnené rastliny ($\beta = 0,14$).



Graf 3: Porovnanie ochoty chrániť rastliny v závislosti od typu rastliny a pohlavia respondenta.

4 Diskusia a záver

Skúmali sme vplyv výstražných znakov rastlín na vnímanie ich nebezpečnosti, atraktívnosti a ochotu ľudí chrániť ich. Zaujímalo nás, ako sú vnímané vybrané rastlinné druhy z taxónov Cactaceae, Agave, Aloe a Euphorbia s výstražnými i bez výstražných znakov (farebné trne, ostne, biele škvrny, biele alebo farebné pruhy, ktoré sú spojené s trňmi v listoch a stonkách).

Domnievali sme sa, že rastliny s výstražnými signálmi budú respondenti vnímať ako nebezpečnejšie. Tento predpoklad sa potvrdil. Zvlášť chlapci považovali otrnené rastliny za väčšiu hrozbu ako dievčatá.

Predpokladali sme, že rastliny s výstražnými znakmi budú hodnotené ako menej atraktívne ako rastlinné druhy bez nich. Uvedený predpoklad nebol potvrdený. Dievčatá však považovali tieto rastliny za atraktívnejšie v porovnaní s beztrňovými druhmi, pričom chlapci hodnotili ich atraktívnosť podobne. Subjektívne hodnotenie atraktívnosti bolo ovplyvnené záujmom o rastliny respondentov. Ľudia prisudzujú pozitívne kvality atraktívnejším subjektom a negatívne hodnotia neatraktívne subjekty. Uvedený mechanizmus sa označuje ako „čo je pekné je aj dobré“ (Dion et al., Dion 1973, Langlois et al., 2000).

V treťom predpoklade sme sa domnievali, že rastliny s výstražnými znakmi budú respondenti menej ochotní chrániť ako druhy bez výstražných znakov. Predpoklad sa nepotvrdil. Chlapci by boli ochotní skôr chrániť rastliny bez trňov ako s trňmi. Záujem pozitívne koreloval s ochotou chrániť beztrňové ako aj otrnené rastliny.

Výrazne sa oslabuje schopnosť vnímania ochrany rastlín. Na riešenie nestačí iba rozvoj vedy a techniky, ale aj pôsobenie na emocionálne vnímanie ľudí. Treba hľadať spôsoby

ochrany rozmanitosti a možnosti, ako druhy nezničiť. Každý z nás môže prispieť k rozhodnutiam a činnostiam, ktoré môžu zmierniť bezohľadné ničenie prírody. Rastliny nám umožňujú život a nedajú sa nahradiť žiadnymi technológiami. Ohrozenosť u mnohých rastlinných druhov stúpa. Úplná strata či silný ústup mnohých biotopov vytvára predpoklady na ochudobňovanie druhovej rozmanitosti. Účinná ochrana rastlinných druhov je spojená len s ochranou všetkých ekosystémov.

Literatúra

1. Burns, K. C. – Cazetta, E. – Galetti, M. – Valido, A. – Schaefer, H. M. 2009. Geographic patterns in fruit colour diversity : Do leaves constrain the colour of fleshy fruits? In *Oecologia*. 2009, č. 159, s. 337–343.
2. Burns, K. C. – Dalen, J. L. 2002. Foliage color contrasts and adaptive fruit color variation in a bird-dispersed plant community. In *Oikos*. 2002, č. 96, s. 463–469. (<https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.960308.x>).
3. Caine, N. G. – Surridge, A. K. – Mundy, N. I. 2003. Dichromatic and trichromatic Geoffrey's marmosets (*Callithrix geoffreyi*) differ in relative foraging ability for red-green color-camouflaged and non-camouflaged food. In *International Journal of Primatology*, s. 1163–1175.
4. Cisler, Josh – Olatunji, Babatunde – Lohr, Matthias. Disgust, fear, and the anxiety disorders : A critical review. In *Clinical Psychology Review*, č. 29, s. 34–46.
5. Dion, K. K. 1973. Young children stereotyping of facial attractiveness. In *Developmental Psychology*, č. 9, s. 183–188. (<https://doi.org/10.1037/h0035083>).
6. Dion, K. K. – Berscheid, E. – Walster, E. 1972. What is beautiful is good. In *Journal of Personality and Social Psychology*, č. 24, s. 285–290. (<https://doi.org/10.1037/h0033731>).
7. Eaton, S. B. – Konner, M. 1985. Paleolithic nutrition : A consideration of its nature and current implications. In *The New England Journal of Medicine*, č. 312, s. 283–289. (<https://doi.org/10.1056/NEJM198501313120505>).
8. Edmunds, M. 1974. *Defence in animals. A survey of antipredator defences*. Harlow : Longman Group Ltd. 1974.
9. Gamberale-Stille, G. – Tullberg, B. S. 2001. Fruit or aposematic insect? Context-dependent colour preferences in domestic chicks. In *The Royal Society*, č. 268, s. 2525–2529.
10. Gittleman, J. L. – Harvey, P. H. 1980. Why are distasteful prey not cryptic? In *Nature*, č. 286, s. 149–150. (<https://doi.org/10.1038/286149a0>).
11. Heerwagen, J. H. – Orians, G. H. 1993. Humans, habitats, and aesthetics. In Kellert, S.R. – Wilson E.O., eds. *The Biophilia Hypothesis*. Island Press, s. 138–172.
12. Hurlbert, A. C. – Ling, Y. L. 2007. *Biological components of sex differences in color*. 2007. (<https://doi.org/10.1016/j.cub.2007.06.022>).
13. Kaplan, H. 1996. A theory of fertility and parental investment in traditional and modern human societies. In *American Journal of Physical Anthropology*, č. 39, s. 91–135. ([https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-8644\(1996\)23+%3C91::AID-AJPA4%3E3.0.CO;2-C](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-8644(1996)23+%3C91::AID-AJPA4%3E3.0.CO;2-C)).
14. Langlois, J. H. – Kalakanis, L. – Rubenstein, A. J. – Larson, A. – Hallam, M. – Smoot, M. 2000. Maxims or Myths of Beauty? A Meta-Analytic and Theoretical Review. In *Psychol Bull*, č. 126, s. 390–423.
15. Lev-Yadun, S. 2001. Aposematic (warning) coloration associated with thorns in higher plants. In *Journal of Theoretical Biology*, č. 210, s. 385–388. (<https://doi.org/10.1006/jtbi.2001.2315>).

16. Lev-Yadun, S. – Dafni, A. – Flaishman, M. A. – Inbar, M. – Izhaki, I. – Katzir, G. – Ne'eman, G. 2004. Plant coloration undermines herbivorous insect camouflage. In *BioEssays*, č. 26, s. 1126–1130.
17. Lev-Yadun, S. – Ne'eman, G. 2004. When may green plants be aposematic? In *Biological Journal of the Linnean Society*, č. 81, s. 413–416. (<https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2004.00307.x>).
18. Lie, H. C. – Rhodes, G. – Simmons, L. W. 2008. Genetic diversity revealed in human faces. In *Evolution*, č. 62, s. 2473–2486. (<https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00478.x>).
19. Melin, A. D. – Fedigan, L. M. – Hiramatsu, CH. – Hiwatashi, T. – Parr, N. – Kawamura, S. 2009. Cebus capucinus in a Tropical Dry Forest. In *International Journal of Primatology*, č. 30, s. 753–775.
20. Prokop, P. – Prokop, M. – Tunnicliffe, S. D. – 2007. Is biology boring? Student attitudes toward biology. In *Journal of Biological Education*. 42(1), s. 36–39. (<https://doi.org/10.1080/00219266.2007.9656105>).
21. Prokop, P. – Tuncer, G. – Chudá, J. – 2007. Slovakian students' attitude toward biology. In *Eurasia Journal of Mathematics, Science & Technology Education*. 3(4), s. 287–295. (<https://doi.org/10.12973/ejmste/75409>).
22. Puckey, H. L. – Lill, A. – O'Dowd, D. J. 1996. Fruit color choices of captive silvereyes (*Zosterops lateralis*). In *The Condor*, č. 98, s. 780–790. (<https://doi.org/10.2307/1369858>).
23. Regan, B. C. – Juliot, C. – Simmen, B. – Viénot, F. – Charles-Dominique, P. C. – Mollon, J. D. 2001. Fruits, foliage and the evolution of primate colour vision. In *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, č. 356, s. 229–283. (<https://doi.org/10.1098/rstb.2000.0773>).
24. Rubino, D. L. – McCarthy, B. C. 2004. Presence of aposematic (warning) coloration in vascular plants of southeastern Ohio. In *Journal of the Torrey Botanical Society*, č. 131, s. 252–256. (<https://doi.org/10.2307/4126955>).
25. Schaefer, H. M. – McGraw, K. – CATONI, C. 2008. Birds use fruit colour as honest signal of dietary antioxidant rewards. In *Functional Ecology*, č. 22, s. 303–310. (<https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01363.x>).
26. Siitari, H. – Honkavaara, J. – Viitala, J. 1999. Ultraviolet reflection of berries attracts foraging birds. A laboratory study with redwings (*Turdus iliacus*) and bilberries (*Vaccinium myrtillus*). In *Proceedings of the Royal Society*, č. 266, s. 2125–2129.
27. Smith, A. C. – Buchanan-Smith, H. M. – Surridge, A. K. – Osorio, D. – Mundy, N. I. 2003. The effect of color vision on the detection and selection of fruits by tamarins (*Saguinus* spp.). In *Journal of Experimental Biology*, č. 206, s. 3159–3165.
28. Urbani, B. 2002. A Field Observation on Color Selection by New World Sympatric Primates, *Pithecia pithecia* and *Alouatta seniculus*. In *Primates*, č. 43, s. 95–110. (<https://doi.org/10.1007/BF02629669>).
29. Volland, E. – Grammer, K. 2003. *Evolutionary aesthetics*. Springer. (<https://doi.org/10.1007/978-3-662-07142-7>).
30. Whitney, K. D. 2005. Linking frugivores to the dynamics of a fruit color polymorphism. In *American Journal of Botany*, č. 92, s. 859–867. (<https://doi.org/10.3732/ajb.92.5.859>).
31. Willson, M. F. 1994. Fruit choices by captive American robins. In *The Condor*, č. 96, s. 494–502. (<https://doi.org/10.2307/1369331>).
32. Willson, M. F. – Comet, T. A. 1993. Food choices by northwestern crows : Experiments with captive, free-ranging and hand-raised birds. In *The Condor*, č. 95, s. 596–615.
33. Willson, M. F. – Whelan, C. J. 1990. The evolution of fruit color in fleshy-fruited plants. In *The American Naturalist*, č. 136, s. 790–809. (<https://doi.org/10.1086/285132>).

Kontakt

doc. PaedDr. Jana Fančovičová, PhD.

Katedra biológie, Pedagogická fakulta, Trnavská univerzita v Trnave
Priemyselná 4, P. O. Box 9, 918 43 Trnava
jana.fancovicova@truni.sk

PaedDr. Markéta Kubíčková

ZŠ s MŠ Chtelnica
markubi@zoznam.sk

Základná kvantitatívno-kvalitatívna analýza taxocenóz koscov (Opiliones) v lužných lesoch riek Tisa a Begej (Srbsko)

Basic quantitative and qualitative analysis of taxocoenoses of harvestmen (Opiliones) in the floodplain forests of the Tisa and Begej Rivers (Serbia)

Juraj Litavský

Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Katedra krajinnej ekológie, Bratislava

Abstract: During the years 2015 – 2016 we studied the fauna of epigeon in three similar habitats in Serbia. The study material of Opiliones was obtained by a pitfall trap method. We focused on the comparison of the incidence of harvestmen in floodplain forests and ecotones along the Tisa and Begej River in Serbia. We captured 1263 individuals of the Opiliones identified in 8 species. During two years of research the most numerous taxon was *Astrobunus laevipes* (1028 individuals) and the second most numerous species was *Egaenus convexus* (106 individuals).

Keywords: Opiliones, Serbia, floodplain forests.

1 Úvod

Kosce (Opiliones) sú bežnou súčasťou terestrického prostredia a sú vhodným objektom pre ekologický výskum. Sú husto a rozmanito zastúpené v rôznych habitatoch, ľahko sa pozorujú a odchyťávajú a v mnohých krajinách sú z taxonomického hľadiska pomerne dobre známe (Curtis, Machado, 2007). Takmer všetky stredoeurópske druhy koscov žijú v prostredí s vysokou relatívnou vlhkosťou. Najväčšiu diverzitu druhov nachádzame v blízkosti riek, potokov, prameňov a vodných plôch. Mnohé druhy žijú pod kameňmi, ktoré sa nachádzajú vo vlhkom prostredí. Táto značne silná afinita koscov k vlhkosti prostredia je spôsobená neschopnosťou prijímania atmosférickej vody a teda potrebu jej priamej konzumácie. Tieto organizmy sú po celý svoj život v úzkom vzťahu s rastlinami,

ktoré im poskytujú vhodné prostredie svojim tieňom, vlhkosťou, prípadne aj potravou. Známy je veľký počet druhov, ktoré sa zdržujú na pňoch i kmeňoch najmä listnatých stromov (Litavský, 2017).

Výskum koscov v rámci Špeciálnej prírodnej rezervácie (ŠPR) „Carska bara“ a ŠPR „Ritovi donjeg Potisja“ doteraz nebol realizovaný. Z územia ŠPR „Carska bara“ sú známe výsledky entomologického výskumu (Adamović, 1949; Santovac, Andjus, 1995 – 1998), v lužných lesoch Tisy v ŠPR „Ritovi donjeg Potisja“ boli študované napríklad komáre (Božičić 1985; Vujić et al., 2010), podenky (Pil, Timotić, Dobretić, 2009), pešticovitité (Syrphidae; Nedeljković et al., 2009, 2010; Šimić, Vujić, 1987), myrmekofauna (Petrov, 2002) a dážďovky (Szító, 2005).

Vzhľadom k uvedenému sme sa zamerali na stanovenie diverzity a dynamiky taxocenóz Opiliones vo vybraných biotopoch v rámci lužných lesov Tisy a Begeja, okrem iného prostredníctvom údajov o druhovom zložení, početnosti a dynamike koscov (Opiliones).

2 Materiál a metódy

Terénny výskum bol realizovaný na troch študijných plochách nachádzajúcich sa v lužných lesoch Tisy a Begeja (Srbsko). Na území ŠPR „Ritovi donjeg Potisja“, neďaleko obce Aradáč bol realizovaný výskum v rokoch 2015 a 2016, kým v rámci ŠPR „Carska bara“ len v roku 2016. Počas výskumu epigeickej makrofauny bola použitá metóda zemných pascí, pričom na každej ploche bolo umiestnených v línii po 5 pascí v 5 m odstupoch. Ako zberné nádoby boli použité plastové poháre s objemom 0,5 l s vnútorným priemerom ústia 9 cm. Pasce boli vybavené strieškami. Študijný materiál bol odoberaný v pravidelných mesačných intervaloch od februára do novembra. Vzorky boli determinované v laboratóriu a zakonzervované 70 % etanolom. Na druhovú determináciu koscov boli použité práce Martens (1978), Šilhavý (1956) a Wijnhoven (2009).

2.1 Sledované územie

Výskumné aktivity boli realizované v Srbsku (okres Zrenjanin) na troch študijných plochách, ktoré sú súčasťou dvoch chránených území – ŠPR „Ritovi donjeg Potisja“ a ŠPR „Carska bara.“ Ide o príbuzné biotopy, čiže lužné lesy a ich ekotóny, nachádzajúce sa v blízkosti dvoch riek Tisy a Begeja a ich mŕtvych ramien (obrázok 1).

V alúviu rieky Tisa boli monitorované dve študijné plochy.

Plocha Tisa (TI) je situovaná vedľa mŕtveho ramena Tisy v jej inundačnom území, v chotári obce Aradáč (45°22'50,76" N, 20°13'40,83" E, 74 m n. m.). Je súčasťou ŠPR „Ritovi donjeg Potisja.“ Predstavuje mäkký lužný les s porastom *Salix alba*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Populus alba*, *Amorpha fruticosa*, *Vitis vulpina*. Je to zatvorený biotop s vlhkou mikroklimou, na jar často zaplavovaný. Bylinná etáž má pokryvnosť 40 %, krovinová 30 % a stromová etáž 85 %.

Študijná plocha Hrádza (HR) predstavuje ekotón lúka – mokrad' a nachádza sa na hranici rezervácie „Ritovi donjeg Potisja“ v blízkosti obce Aradáč (45°23'25,07" N,

20°13'16,15" E, 71 m n. m.). Tvorená je prevažne druhmi *Phragmites australis*, *Calamagrostis epigejos*, *Rubus hirtus*, *Amorpha fruticosa* a *Salix alba*. Je to otvorený habitat s prevažne suchou mikroklimou. Pokryvnosť rastlín stromovej etáže dosahuje 40 %, krovinovej 35 % a bylinnej etáže 85 %.



Obrázok 1: Mapa sledovaného územia v lužných lesoch riek Tisa a Begej v blízkosti obce Aradáč:
rieka Tisa – s 2 študijnými plochami: TI – Tisa a HR – hrádza a v blízkosti obce Biele Blato:
rieka Begej s 1 študijnou plochou: BE – Begej.

V lužnom lese rieky Begej bola sledovaná jedna plocha.

Plocha Begej (BE) sa nachádza v rámci ŠPR „Carska bara“ cca 10 km južne od mesta Zrenjanin (45°16'41,60" N, 20°24'58,56" E, 73 m n. m.). Predstavuje pozostatok niekdajšieho zaplavovaného územia pozdĺž dolného toku rieky Begej. Situovaná je v blízkosti mŕtveho

ramena Stari Begej a tvorí zatvorený habitat tvrdého lužného lesa, v rámci ktorého dominujú rastlinné druhy ako: *Fraxinus excelsior*, *F. pennsylvanica*, *Quercus robur*, *Prunus spinosa*, *Dactylis polygama*, *Rubus caesius*. Pokryvnosť E_3 je 70 %, E_2 15 % a E_1 45 %.

3 Výsledky a diskusia

Počas celého výskumu bolo v rámci sledovaných plôch zaznamenaných 1 263 jedincov z radu Opiliones (vrátane juvenilov) patriacich do 8 druhov a troch čeľadí.

V roku 2015 sme sa zamerali na výskum opiliofauny lužných lesov rieky Tisa. Zemné pasce boli exponované v rámci dvoch študijných plôch Tisa – TI a hrádza – HR. Počas tohto roka sme odchytili 439 jedincov koscov patriacich do 7 druhov. Najpočetnejší druh bol *Astrobus laevipes* (347 jedincov). Druhý najviac zastúpený bol *Egaenus convexus* (48 jedincov), ktorý preferoval študijnú plochu HR. Najmenej početné druhy boli *Oligolophus tridens* (1 jedinec) a *Lophopilio palpinalis* (5 jedincov).

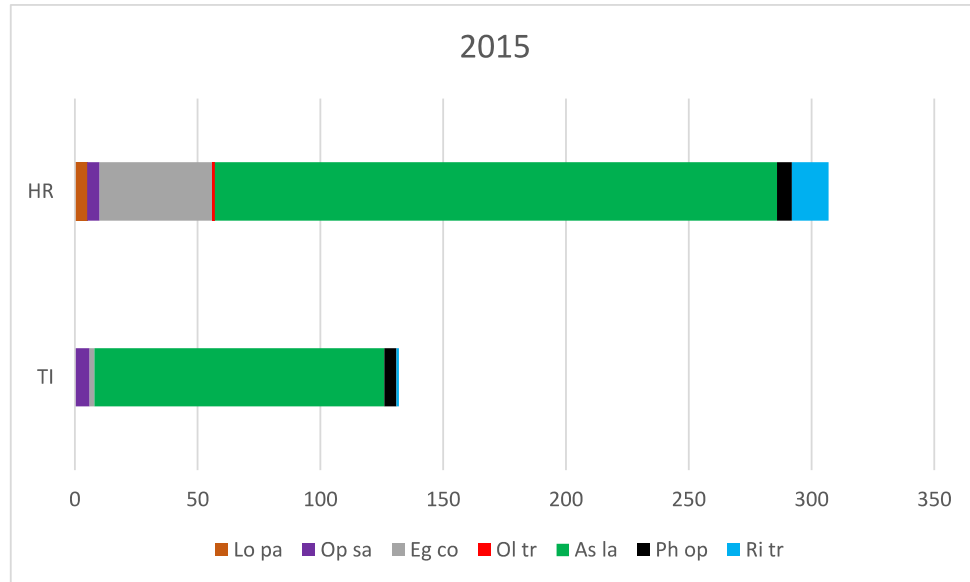
Počas roka 2016 sme rozšírili výskum aj na ďalšiu lokalitu. Ide o lužný les rieky Begej – BE. V tomto roku sme zaznamenali 8 druhov koscov (Opiliones) z celkového počtu 824 jedincov. Aj tohto roku bol najpočetnejším druhom *Astrobus laevipes* (681 jedincov), ktorý bol zaznamenaný len v lužnom lese Tisy. V rámci študijnej plochy BE sme odchytili iba dva druhy *Rilaena triangularis* (2 jedince) a *Carinostoma elegans* (38 jedincov).

Z celkového získaného materiálu najviac zastúpené druhy boli *Astrobus laevipes* (1 028 jedincov) a *Egaenus convexus* (106 jedincov). Druhy zaznamenané len v rámci študijnej plochy HR sú *Lophopilio palpinalis* (16 jedincov) a *Oligolophus tridens* (3 jedince). *Carinostoma elegans* bola odchytená len na študijnej ploche BE (tabuľka 1). Taxón *Opilio saxatilis* predstavuje prvonález pre opiliofaunu Srbska (Litavský et al., 2018).

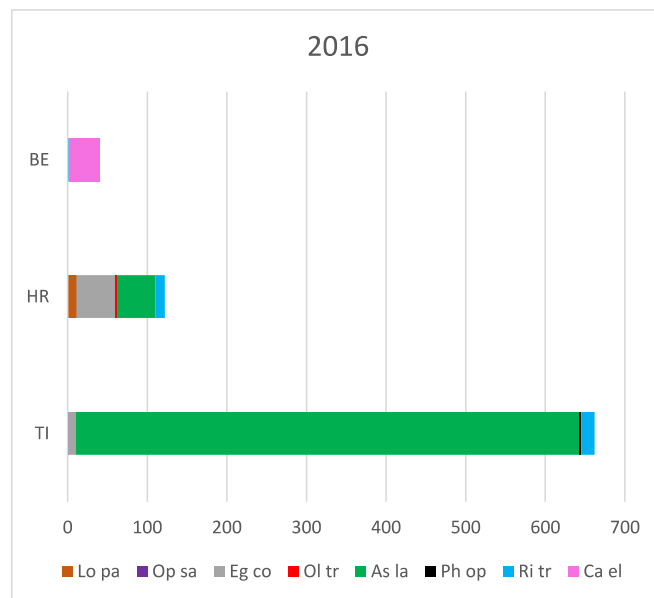
Tabuľka 1: Prehľad zaznamenaných druhov koscov (Opiliones) počas rokov 2015 – 2016: TI – Tisa, HR – hrádza, BE – Begej, pomlčka – výskum nebol robený.

Rok	2015			2016			Σ
Čeľad'/druh	TI	HR	BE	TI	HR	BE	
Phalangiidae Latreille, 1802							
<i>Lophopilio palpinalis</i> (Herbst, 1799)	0	5	–	0	11	0	16
<i>Opilio saxatilis</i> C. L. Koch, 1839	6	5	–	1	0	0	12
<i>Egaenus convexus</i> (C. L. Koch, 1835)	2	46	–	9	49	0	106
<i>Oligolophus tridens</i> (C. L. Koch, 1836)	0	1	–	0	2	0	3
<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)	1	15	–	17	12	2	47
<i>Phalangium opilio</i> Linnaeus, 1761	5	6	–	2	0	0	13
Sclerosomatidae Simon, 1879							
<i>Astrobus laevipes</i> (Canestrini, 1872)	118	229	–	633	48	0	1028
Nemastomatidae Simon, 1872							
<i>Carinostoma elegans</i> (Sørensen, 1894)	0	0	–	0	0	38	38
Σ	132	307	–	662	122	40	1263

V roku 2015 sme v rámci študijných plôch TI a HR zaznamenali 7 druhov koscov. Na študijnej ploche HR bolo zaznamenaných 7 a na ploche TI 5 druhov (graf 1). *Lophopilio palpinalis* a *Oligolophus tridens* sa vyskytovali len na ploche HR, *Astrobunus laevipes* bol vo väčšom počte zastúpený na študijnej ploche HR.



Graf 1: Početnosť zistených druhov koscov v rámci sledovaných plôch počas roka 2015: Lo pa – *Lophopilio palpinalis*; Op sa – *Opilio saxatilis*; Eg co – *Egaenus convexus*; Ol tr – *Oligolophus tridens*; As la – *Astrobunus laevipes*; Ph op – *Phalangium opilio*; Ri tr – *Rilaena triangularis*; TI – Tisa; HR – hrádza.

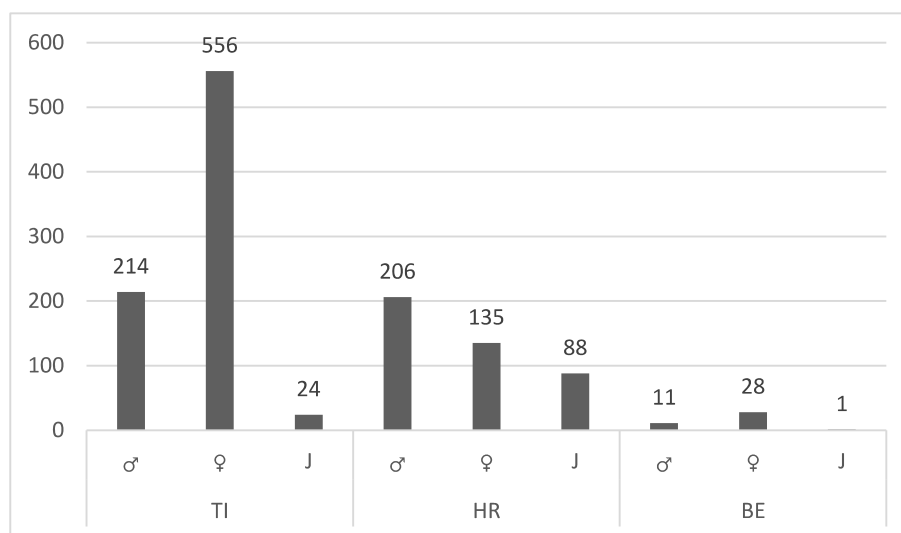


Graf 2: Početnosť zistených druhov koscov v rámci sledovaných plôch počas roka 2016: Ca el – *Carinostoma elegans*; Lo pa – *Lophopilio palpinalis*; Op sa – *Opilio saxatilis*; Eg co – *Egaenus convexus*; Ol tr – *Oligolophus tridens*; As la – *Astrobunus laevipes*; Ph op – *Phalangium opilio*; Ri tr – *Rilaena triangularis*; TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej.

Počas roka 2016 sme odchytili 8 druhov koscov s celkovým počtom 824 jedincov (graf 2). Rovnaký počet druhov (5) sme zaznamenali na plochách HR a TI, kým na ploche BE iba

dva druhy. *Astrobunus laevipes* bol najpočetnejší na študijnej ploche TI s celkovým počtom 633 jedincov.

V rámci sledovaných študijných plôch sme zaznamenali rôzne početnosti dotýkajúce sa zastúpenia jednotlivých druhov koscov podľa pohlavia (graf 3). Na študijnej ploche TI sme spozorovali výrazne najväčší počet samíc (556 jedincov), čo predstavuje 2,6-krát viac než samcov. V rámci študijnej plochy HR sme odchytili viac samcov ako samíc. Najzaujímavejšie je to, že sa na tejto ploche vyskytoval najväčší počet juvenilov (88 jedincov). Na monitorovanej ploche BE bol zaznamenaný najmenší počet jedincov, pričom sme odchytili 2,5-krát viac samíc ako samcov.



Graf 3: Zobrazenie jednotlivých druhov koscov podľa pohlavia v rámci študijných plôch počas rokov 2015 – 2016: TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej; J – juvenilné jedince.

Počas oboch rokov štúdia, s výnimkou plochy BE, kde bol výskum uskutočnený len počas roka 2016, sme zaznamenali 431 samcov, 719 samíc a 113 juvenilov (tabuľka 2).

Tabuľka 2: Zoznam odchytených druhov koscov podľa pohlavia v rámci jednotlivých študijných plôch v rokoch 2015 – 2016: TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej.

Čeľaďe/druhy	TI			HR			BE			Σ
	♂	♀	J	♂	♀	J	♂	♀	J	
Nemastomatidae Simon, 1872										
<i>Carinostoma elegans</i> (Sørensen, 1894)	0	0	0	0	0	0	11	26	1	38
Phalangiidae Latreille, 1802										
<i>Lophopilio palpinalis</i> (Herbst, 1799)	0	0	0	13	3	0	0	0	0	16
<i>Opilio saxatilis</i> C. L. Koch, 1839	2	3	2	0	2	3	0	0	0	12
<i>Egaenus convexus</i> (C. L. Koch, 1835)	4	7	0	11	20	64	0	0	0	106
<i>Oligolophus tridens</i> (C. L. Koch, 1836)	0	0	0	2	1	0	0	0	0	3
<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)	6	11	1	0	6	21	0	2	0	47
<i>Phalangium opilio</i> Linnaeus, 1761	4	3	0	2	4	0	0	0	0	13
Sclerosomatidae Simon, 1879										
<i>Astrobunus laevipes</i> (Canestrini, 1872)	198	532	21	178	99	0	0	0	0	1028
Σ ex.	794			429			40			1263
Σ spp.	5			7			2			8

3.1 Dominancia

V rámci sledovaného územia sme počas oboch rokov výskumu zaznamenali jeden eudominantný druh – *Astrobus laevipes* (81,39 %), jeden dominantný – *Egaenus convexus* (8,39 %), dva subdominantné: *Rilaena triangularis* (3,72 %), *Carinostoma elegans* (3,01 %) a jeden recedentný druh – *Lophopilio palpinalis* (1,27 %; tabuľka 3).

V roku 2015 sme zaznamenali dva eudominantné druhy, a to na ploche TI *Astrobus laevipes* (89,39 %) a na monitorovanej ploche HR *Astrobus laevipes* (74,59 %) a *Egaenus convexus* (14,98 %).

Tabuľka 3: Dominancia zaznamenaných koscov (Opiliones) v rámci sledovaných plôch:

TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej; eud. – eudominantný; dom. – dominantný; subdom. – subdominantný; rec. – recedentný; subrec. – subrecedentný.

Rok	2015		2016			Σ
Druh/plocha	TI	HR	TI	HR	BE	
<i>Lophopilio palpinalis</i>	0	1,63	0	9,02	0	1,27
<i>Opilio saxatilis</i>	4,55	1,63	0,15	0	0	0,95
<i>Egaenus convexus</i>	1,52	14,98	1,36	40,16	0	8,39
<i>Oligolophus tridens</i>	0	0,33	0	1,64	0	0,24
<i>Rilaena triangularis</i>	0,76	4,89	2,57	9,84	5	3,72
<i>Phalangium opilio</i>	3,78	1,95	0,30	0	0	1,03
<i>Astrobus laevipes</i>	89,39	74,59	95,62	39,34	0	81,39
<i>Carinostoma elegans</i>	0	0	0	0	95	3,01
eud. (> 10 %)	dom. (5 – 10 %)		subdom. (2 – < 5 %)		rec. (1 – < 2 %)	subrec. (< 1 %)

Počas roka 2016 bol na ploche TI eudominantný druh *Astrobus laevipes* (95,62 %). Na ploche HR okrem dvoch eudominantných druhov – *Astrobus laevipes* (39,34 %) a *Egaenus convexus* (40,16 %) nám pribudli dva dominantné druhy – *Rilaena triangularis* (9,84 %) a *Lophopilio palpinalis* (9,02). Na ploche BE bol zaznamenaný jeden eudominantný druh *Carinostoma elegans* (95 %) a jeden dominantný druh *Rilaena triangularis* (5 %).

3.2 Konštantnosť

V roku 2015 ako aj v roku 2016 sme urobili po osem odberov študijného materiálu. Na základe priemernej hodnoty konštantnosti jednotlivých druhov koscov v rámci sledovaných plôch počas oboch rokov štúdia možno skonštatovať, že sme zaznamenali jeden konštantný druh – *Astrobus laevipes* (60 %) a dva akcesorické – *Rilaena triangularis* (40 %) a *Egaenus convexus* (35 %; tabuľka 4).

Počas roka 2015 bol na ploche TI zistený jeden eukonštantný druh – *Astrobus laevipes* (75 %). V rámci študijnej plochy HR bol zaznamenaný jeden konštantný druh – *Astrobus laevipes* (62,5 %) a tri akcesorické druhy – *Egaenus convexus* (37,5 %), *Rilaena triangularis* (37,5 %) a *Phalangium opilio* (37,5 %).

V roku 2016 bol na ploche TI zaznamenaný jeden eukonštantný druh – *Astrobunus laevipes* (87,5 %), jeden konštantný druh – *Egaenus convexus* (50 %) a jeden akcesorický druh *Phalangium opilio* (25 %). Na študijnej ploche HR boli zistené dva eukonštantné druhy – *Astrobunus laevipes* (75 %) a *Egaenus convexus* (75 %) a jeden konštantný – *Rilaena triangularis* (50 %). Na novej sledovanej ploche BE sme zaznamenali jeden eukonštantný druh – *Carinostoma elegans* (87,5 %).

Tabuľka 4: Konštantnosť zaznamenaných koscov (Opiliones) v rámci sledovaných plôch: TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej; euk. – eukonštantný; kon. – konštantný; akce. – akcesorický; akci. – akcidentálny.

Rok	2015		2016			Σ
Druh/plocha	TI	HR	TI	HR	BE	
<i>Lophopilio palpalis</i>	0	12,5	0	12,5	0	5
<i>Opilio saxatilis</i>	12,5	12,5	12,5	0	0	7,5
<i>Egaenus convexus</i>	12,5	37,5	50	75	0	35
<i>Oligolophus tridens</i>	0	12,5	0	12,5	0	5
<i>Rilaena triangularis</i>	12,5	37,5	75	50	25	40
<i>Phalangium opilio</i>	12,5	37,5	25	0	0	15
<i>Astrobunus laevipes</i>	75	62,5	87,5	75	0	60
<i>Carinostoma elegans</i>	0	0	0	0	87,5	17,5
euk. (75 – 100 %)	kon. (50 – < 75 %)		akce. (25 – < 50 %)		akci. (0 – < 25 %)	

3.3 Analýza podobnosti sledovaných opiliocenóz

Na základe Sørensenovho indexu podobnosti možno skonštatovať, že najvyššiu similaritu vykazovali opiliocenózy zo študijných plôch TI a BE (83,33 %) ktoré sa nachádzajú blízko vedľa seba a v ktorých sme spozorovali podobné druhové zloženie koscov. Vegetácia v rámci týchto dvoch študijných plôch je tiež podobná (tabuľka 5).

Tabuľka 5: Podobnosť spoločenstiev podľa Sørensenovho indexu podobnosti počas rokov 2015 – 2016: TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej.

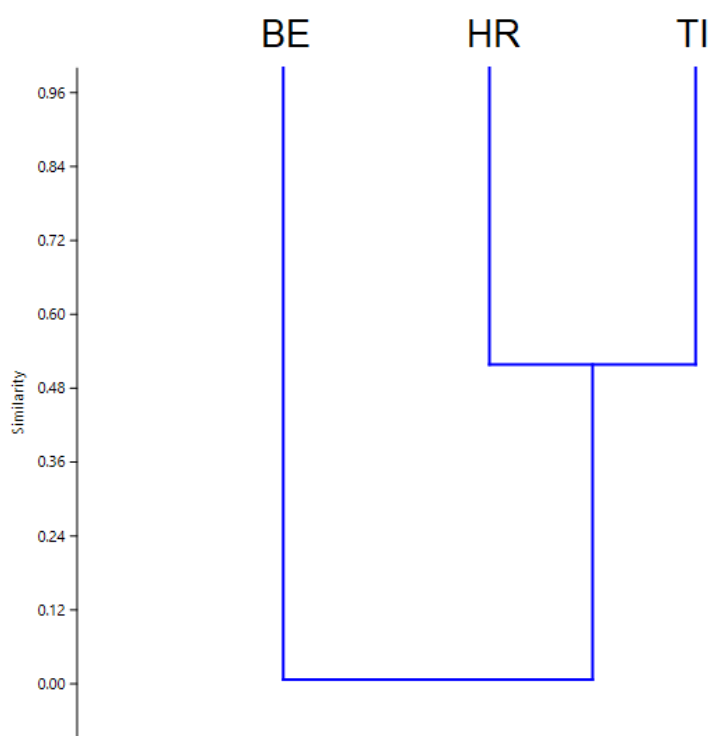
Sø	TI	HR	BE
TI	100	83,33	28,57
HR		100	22,22
BE			100

Z dôvodu presnejšieho vyhodnotenia podobnosti spoločenstiev sme aplikovali aj index percentuálnej podobnosti spoločenstiev zohľadňujúci dominanciu jednotlivých druhov v rámci spoločenstiev (tabuľka 6). Tento index nám tiež potvrdil podobnosť medzi plochami TI a HR a to na 69,99 %.

Tabuľka 6: Podobnosť spoločenstiev podľa indexu percentuálnej podobnosti spoločenstiev počas rokov 2015 – 2016: TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej.

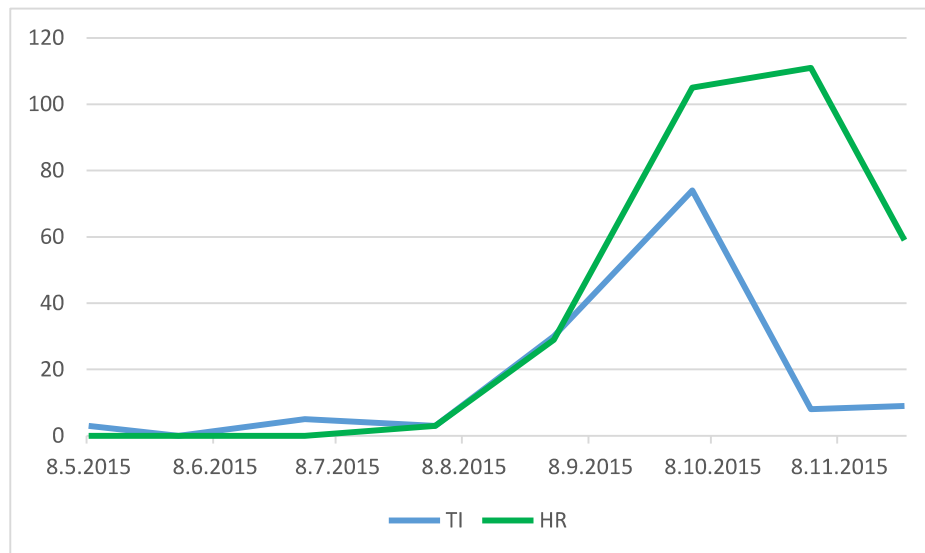
Psc	TI	HR	BE
TI	100	69,99	2,27
HR		100	5
BE			100

Z dôvodu jednoduchšej vizuálnej interpretácie podobnosti jednotlivých taxocenóz *Opiliones* v rámci sledovaných plôch bol v softvéri PAST 3 (Hammer, 2015) vytvorený dendrogram podobnosti (graf 4).

**Graf 4:** Zobrazenie dendrogramu podobnosti sledovaných opiliocenóz počas rokov 2015 – 2016: TI – Tisa; HR – hrádza; BE – Begej.

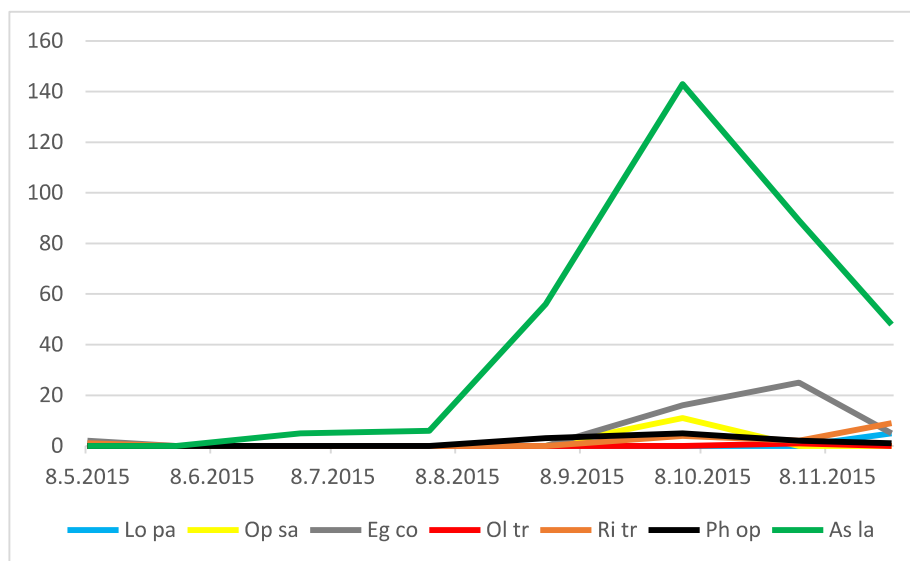
3.4 Sezónna dynamika odchytených koscov (*Opiliones*)

Graf 5 prezentuje sezónnu dynamiku odchytených druhov koscov v rámci monitorovaných plôch počas ôsmich odberov študijného materiálu v roku 2015. Na jeho základe možno skonštatovať, že na študijnej ploche TI bol zistený najvyšší nárast jedincov koncom septembra a začiatkom októbra 2015, kým na ploche HR bolo najviac jedincov v priebehu októbra až do polovice novembra 2015.



Graf 5: Sezónna dynamika zaznamenaných koscov na plochách TI a HR v roku 2015.

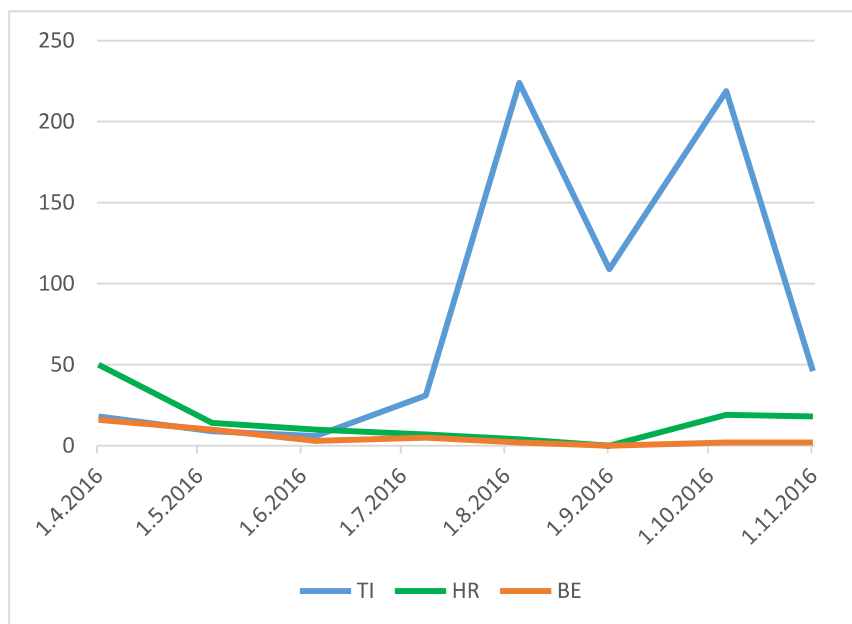
Na základe grafu 6 možno vidieť, že druh *Astrobunus laevipes* dosiahol najvyššiu početnosť začiatkom októbra a jeho početnosť začala prudko stúpať začiatkom augusta. *Egaenus convexus* mal najvyššiu početnosť začiatkom novembra a *Opilio saxatilis* začiatkom októbra.



Graf 6: Sezónna dynamika zaznamenaných druhov koscov v roku 2015: Lo pa – *Lophopilio palpinalis*; Op sa – *Opilio saxatilis*; Eg co – *Egaenus convexus*; Ol tr – *Oligolophus tridens*; As la – *Astrobunus laevipes*; Ph op – *Phalangium opilio*; Ri tr – *Rilaena triangularis*.

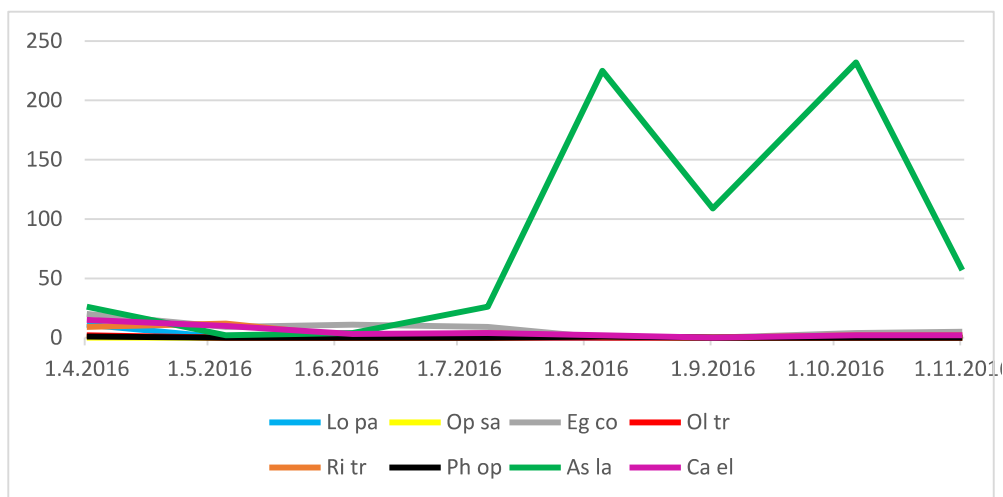
V roku 2016 sme urobili osem odberov študijného materiálu v rámci troch študijných plôch. Sezónnu dynamiku odchytených koscov v rámci jednotlivých plôch predstavujeme na grafe 7. Na základe tohto grafu môžeme vidieť, že najnižšia aktivita koscov bola zaznamenaná na študijnej ploche BE. Na ploche HR bola spozorovaná najvyššia početnosť začiatkom apríla a počas októbra. V rámci monitorovanej plochy TI bol zaznamenaný prudký nárast početnosti jedincov začiatkom júla až po začiatok augusta 2016, potom bol

zaznamenaný malý pokles, kým sa v októbri početnosť jedincov znovu výrazne zvýšila a následne v novembri 2016 klesla.



Graf 7: Sezónna dynamika zaznamenaných koscov na plochách TI, HR a BE v roku 2016.

V rámci sezónnej dynamiky bola zistená aktivita jednotlivých druhov koscov prevažne v jarných mesiacoch (graf 8). Okrem toho najväčší nárast početnosti jedincov druhu *Astrobunus laevipes* bol zistený v období od júla do konca októbra 2016 s malým poklesom početnosti v septembri.



Graf 8: Sezónna dynamika zaznamenaných druhov koscov v roku 2016: Ca el – *Carinostoma elegans*; Lo pa – *Lophopilio palpinalis*; Op sa – *Opilio saxatilis*; Eg co – *Egaenus convexus*; Ol tr – *Oligolophus tridens*; As la – *Astrobunus laevipes*; Ph op – *Phalangium opilio*; Ri tr – *Rilaena triangularis*.

Na území ŠPR „Carska bara“ kde sa nachádza študijná plocha BE, ako aj ŠPR „Ritovi donjeg Potisja“ v rámci ktorej boli umiestnené dve plochy – TI a HR výskum opiliofauny doposiaľ nebol robený.

Výsledky nášho výskumu preukázali, že lužné lesy poskytujú priaznivé podmienky pre spoločenstvá koscov s relatívne vyšším druhovým bohatstvom v porovnaní s inými lokalitami. Napríklad Komposch (2000) zaznamenal v jelšovom lese nachádzajúcom sa v rakúskej mokradi „Hörfeld-Moor“ šesť druhov koscov a vo vrbových krovinách len dva druhy Opiliones. Marx, Schönhofer (2005) zaznamenali v lužnom lese údolia Rýna západne od Mainzu (Nemecko) šesť druhov koscov. Komposch a kol. (2015) zaznamenali tiež šesť druhov Opiliones na štrkových laviciach a v lužných lesoch obnovenej rieky Lavant v Korutánsku (Rakúsko).

4 Záver

Metódou zemných pascí sme V rámci sledovaných študijných plôch nachádzajúcich sa v lužných lesoch Tisy a Begeja (Srbsko) v období rokov 2015 – 2016 odchytili 1 263 jedincov z radu Opiliones determinovaných do 8 druhov. Počas oboch rokov výskumu najpočetnejším taxónom bol *Astrobus laevipes* (1 028 jedincov). Druhým početným druhom bol *Egaenus convexus* (106 jedincov). Zistené druhy patria do troch čeľadí: Phalangidae, Sclerosomatidae a Nemastomatidae. Najviac zaznamenaných druhov patrí do čeľadi Phalangidae (6 druhov). V súvislosti s dominanciou, v rámci sledovaného územia sme zaznamenali jeden eudominantný druh – *Astrobus laevipes* (81,39 %), jeden dominantný – *Egaenus convexus* (8,39 %), dva subdominantné: *Rilaena triangularis* (3,72 %), *Carinostoma elegans* (3,01 %) a jeden recedentný druh – *Lophopilio palpalis* (1,27 %).

Príspevok vznikol vďaka podpore grantu VEGA 1/0104/16.

Literatúra

1. Adamović, Ž. R. 1949. Spisak vilinskih konjica (Odonata Fabr.) u Prirodnjačkom muzeju srpske zemlje, *Glasnik Prirodnjačkog muzeja srpske zemlje*, Beograd. Ser. B, (1–2), pp. 275–294, Beograd.
2. Božičić, B. 1985. Investigation of mosquito fauna (Diptera: Culicidae) in Potisje. *Tiscia*, vol. 20, pp. 111–116.
3. Curtis, D. J. – Machado, G. 2007. Ecology. In Pinto-da-Rocha, R. – Machado, G., Giribet, G., eds. *Harvestmen: the biology of Opiliones*. London : Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, s. 280–308. ISBN 978-0674023437.
4. Hammer, Ø. 2015. Past Paleontological Statistics Version 3.05. Reference manual [CD]. University of Oslo : Natural History Museum.
5. Komposch, C. 2000. Harvestmen and spiders in the Austrian wetland „Hörfeld-MoorB“ (Arachnida: Opiliones, Araneae). In *Ekológia (Bratislava)*. Bratislava, vol. 19, no. 4, pp. 65–77.
6. Komposch, C. – Paill, W. – Frieß, T. – Wagner, H. C. 2015. Die Spinnentier- und Insektenfauna der Schotterbänke und Auwaldreste an einem renaturierten Abschnitt der Unteren Lavant in Kärnten (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones; Insecta: Coleoptera: Carabidae, Hymenoptera: Formicidae, Saltatoria, Heteroptera). *Carinthia II*, Klagenfurt, vol. 205, no. 125, pp. 135–174.
7. Litavský, J. 2017. Kosce lužných lesov Podunajska (Slovensko), *Naturae tutela*, vol. 21, no. 2, pp. 211–219, ISSN 1336-7609.

8. Litavský, J. – Majzlan, O. – Svitok, M. – Stašiov, S. 2018. First records of *Opilio saxatilis* C. L. Koch, 1839 (Arachnida, Opiliones, Phalangidae) from Serbia, *Check List*, vol. 14, no. 1, pp. 257–260. (<https://doi.org/10.15560/14.1.257>).
9. Martens, J. 1978. Spinnentiere, Arachnida Weberknechte, Opiliones. Die Tierwelt Deutschlands, vol. 64, pp. 1–464.
10. Marx, M. T. – Schönhofer, A. L. 2005. Abundanz und Vikarianz epigäischer Weberknechtarten (Arachnida: Opiliones) in einem Auwaldgebiet des Mainzer Beckens. *Arachnologische Mitteilungen*, vol. 30, pp. 13–19. (<https://doi.org/10.5431/aramit3002>).
11. Nedeljković, Z. – Vujić, A. – Ricarte, A. – Radenković, S. – Šimić, S. 2010. New data on the genus *Syrphus Fabricius*, 1775 (Diptera: Syrphidae) from the Balkan Peninsula including the first record of *Syrphus nitridifrons* Becker, 1921. *Acta entomologica Serbica*, vol. 15, no. 1, pp. 91–105.
12. Nedeljković, Z. – Vujić, A. – Šimić, S. – Radenković, S. 2009. The fauna of hoverflies (Diptera: Syrphidae) of Vojvodina Province, Serbia. *Archives of Biological Sciences*, vol. 61, no. 1, pp. 147–154. (<https://doi.org/10.2298/ABS0901147N>).
13. Petrov, I. Z. 2002. Contribution to the myrmecofauna (Formicidae, Hymenoptera) of the Banat province, Serbia. *Archives of Biological Science*, vol. 54, no. 1–2, pp. 57–64. (<https://doi.org/10.2298/ABS0202057P>).
14. Pil, N. – Timotić, D. – Dobretić, V. 2009. Monitoring tiskog cveta (*Palingenia longicauda* (Olivier, 1791)) u Srbiji. *Zaštita prirode*, vol. 60, no. 1–2, pp. 245–252.
15. Santovac, S. – Andjus, Lj. 1995–98. The first survey of the fauna of Odonata in special nature reserve “Stari Begej – Carska bara.” *Bulletin of the Natural History Museum in Belgrade*, ser. B 49–50, pp. 157–165.
16. Szító, A. 2005. András: Earthworms (Annelida: Polychaeta and oligochaeta) of the river Tisza and its tributaries. *Tiscia monograph Series*, vol. 7, pp. 1–13.
17. Šilhavý, V. 1956. Sekáči – Opilionidea. Fauna ČSR 7. Nakladatelství ČSAV, Praha, pp. 274.
18. Šimić, S. – Vujić A. 1987. The syrphid fauna (Diptera) of the Tisa basin in Yugoslavia. *Tiscia*, vol. 22, pp. 121–127.
19. Vujić, A. – Stefanović, A. – Dragičević, I. – Matijević, T. – Pejčić, Lj. – Knežević, M. – Krašić, D. – Veselić, S. 2010. Species Composition and Seasonal Dynamics of Mosquitoes (Diptera: Culicidae) in Flooded Areas of Vojvodina, Serbia. *Archives of biological sciences*. Belgrade, vol. 62, no. 4, pp. 1193–1206. (<https://doi.org/10.2298/ABS1004193V>).
20. Wijnhoven, H. 2009. De Nederlandse hooiwagens (Opiliones). *Entomologische Tabellen*, vol. 3, pp. 118.

Kontakt

RNDr. Juraj Litavský, PhD.

Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Katedra krajinej ekológie
Ilkovičova 6, 845 15 Bratislava
litavskyjuraj@gmail.com

Umelé zasnežovanie lyžiarskeho svahu v Jasnej a spoločenstvá chrobákov

Artificial Snowing of the Slope and Communities of Beetles in the Jasná Ski Area (Nízke Tatry Mts.)

Oto Majzlan, Ivo Rychlík[†]

Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Katedra krajinnej ekológie, Bratislava

Abstract: The communities of soil beetles at the artificially snow-covered skiing slope of the Jasná-Luková (Nízke Tatry Mts.) were studied in 1996 – 1997. A total number of 188 species we collected by the method of soil traps. The results provide evidence in favour of preserved biotope at the upper part of the hill, damaged middle part of the hill with the possibility of improving and strong degree of damage of the down part of the hill with deep changes of biotope.

Keywords: Coleoptera, Low Tatras, soil, artificial snow-cowering.

1 Úvod

Národný park Nízke Tatry predstavuje pomerne rozsiahle územie relatívne dobre zachovalých biotopov podhorských a horských lesov mierneho pásma, ktoré vo vrcholových partiách pohoria postupne prechádzajú do pásma alpínskych lúk a skalnatých terénov, miestami s hojným výskytom porastov kosodreviny. Okrem globálne pôsobiacich negatívnych faktorov (napr. zhoršenej kvality ovzdušia) pozorujeme v tomto území najmä negatívne vplyvy turistického ruchu (znečisťovanie prostredia odpadkami, poškodenie povrchových vrstiev pôdy, trhanie chránených a ohrozených druhov rastlín, rušenie zveri hlukom a pod.) a v niektorých lokalitách aj rozvoja zimných športov, najmä lyžovania (výstavba vlekov, mechanické poškodzovanie svahov lyžami). Z tohto hľadiska typickou lokalitou je severný svah Chopka v úseku Jasná-Luková, kde v dôsledku dlhoročného rozvoja dnes už známeho lyžiarskeho strediska boli zaznamenané zmeny najmä v dolnej časti takto využívaných svahov.

Cieľom bolo získať objektívne údaje o prípadných zmenách živočíšnych spoločenstiev, ktoré by bolo možné v ďalších rokoch využiť ako argumenty pri posudzovaní možností

rozširovania rozsahu umelého zasnežovania lyžiarskych terénov. Na dosiahnutie tohto cieľa sme navrhli sledovať epigeické spoločenstvá chrobákov (Coleoptera). Súčasne sa na výskume pôdných roztočov (Acarina) podieľal Kalúz (2005).

Výskum epigeických chrobákov bol zameraný na sledovanie stavu spoločenstiev chrobákov pred zasnežovaním v zime 1995 – 1996 a následne po zasnežovaní v zime 1996 – 1997. V roku 1998 sme už výskum nerealizovali. Výskumom epigeických chrobákov sme získali obraz o počiatočnom stave na zjazdovkách a súčasne aj faunistické údaje z tohto územia. Fauna chrobákov bola v minulosti spracovaná viacerými autormi. Najnovšie údaje o chrobákoch Nízkych Tatier sú v prácach Cunev (1999), Farkač a kol. (2004), Kopecký (2009) a Potocký (2009). V blízkej Demänovskej doline bola spracovaná na dvoch plochách fauna chrobákov Majzlan (2016).

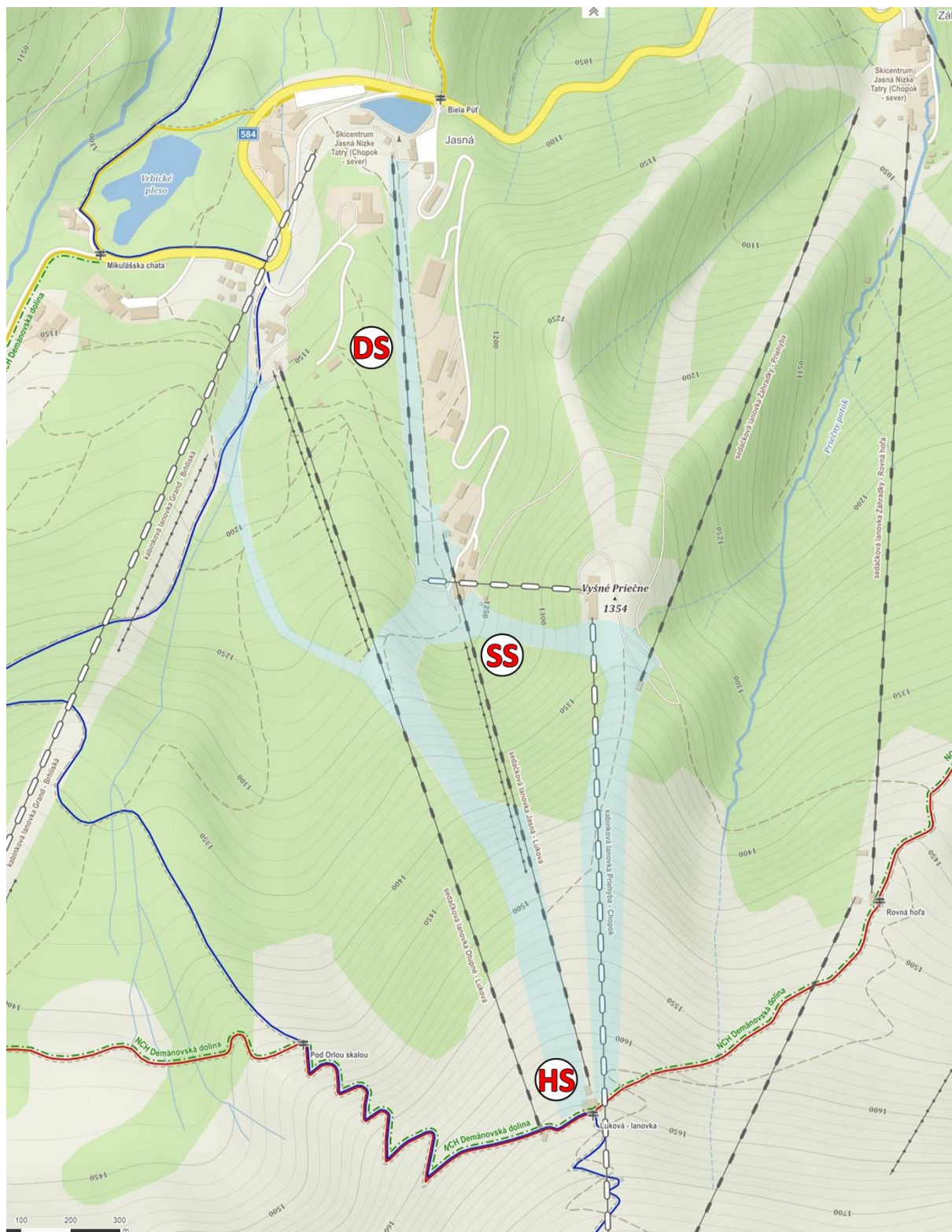
Skúmané územie

Skúmané územie sa nachádza v samotnom závere Demänovskej doliny v úseku pod stanicou lanovky Luková v nadmorskej výške cca 1 250 – 1 600 m (obrázok 1).

Severný svah Chopka v úseku Jasná-Luková predstavuje rozhranie medzi pásmom lesných porastov tvorených smrekom (*Picea abies*), miestami s prímесou jarabiny (*Sorbus aucuparia*), smrekovca (*Larix decidua*) a rakyty (*Salix caprea*) a lúk subalpínskeho a alpínskeho pásma, pričom horná hranica lesa sa nachádza v nadmorskej výške cca 1 300 – 1 400 m. Nad pásmom lesa prevládajú porasty tráv s ostrovčekmi porastov čučoriedky (*Vaccinium myrtillus*), od výšky cca 1 500 m n. m. ojedinele aj brusnice (*Vaccinium vitis-idaea*).

Nad hornou hranicou lesa pozorujeme tiež hojný výskyt kosodreviny (*Pinus mugo*), a to od solitérnych jedincov až po rozsiahlejšie súvislé porasty. Ojedinele pozorujeme výskyt zakrpatených jedincov smreka až do výšky cca 1 600 m n. m. Svah je možné rozdeliť do troch výškových pásiem s rôznym stupňom poškodenia antropogénnymi vplyvmi. Horná časť svahu približne od výšky cca 1 500 m n. m. sa na pohľad zdá zachovalá, bez nápadnejšieho poškodenia vegetačného krytu. Výnimkou sú len viaceré turistami vyšliapané chodníčky smerujúce k lanovkovej stanici Luková. Pri pozornejšej prehliadke terénu je možné spozorovať, že v okolí chodníčkov v ose lyžiarskeho svahu medzi starou a novou lanovkou dosahuje vegetačný kryt menšiu výšku a hustotu, pričom tu pozorujeme úbytok porastov čučoriedky a ich náhradu porastmi tráv. Práve táto časť svahu a jej pokračovanie smerom dolu oblúkom k stanici starej (v súčasnosti rekonštruovanej) lanovke bola predmetom 1. etapy budovania umelého zasnežovania so zahájením prevádzky v zime 1996 – 1997.

Vo výške cca 1 400 – 1 500 m n. m. pozorujeme nápadné mozaikovité poškodenia vegetačného krytu a vrchných vrstiev pôdy vplyvom mechanického obrusovania terénnych vyvýšení lyžami. Na niektorých miestach je poškodenie takého rozsahu, že dochádza až k obnaženiu pôdneho podložia.



Obrázok 1: Schematický náčrt lyžiarskeho svahu v lokalite Jasná-Luková.

V úseku od dolnej stanice starej lanovky po hornú hranicu lesa je lyžiarsky svah celkom zmenený terénnymi úpravami realizovanými v minulosti, povrch je pokrytý hlinito-skálnym substrátom s chudobnou vegetáciou (trávy, náletové porasty *Larix*, *Picea* a *Salix*). V tomto úseku pozorujeme zreteľné pôsobenie erózie svahu, na jej zamedzenie sú v tomto úseku zabudované viaceré plechové odvodňovacie žľaby. V letnom období je svah najmä

v suchších rokoch vyprahnutý. Technické zariadenia pre 1. etapu umelého zasnežovania (vodovodné potrubia, odberné terminály) boli inštalované počas letnej sezóny r. 1996, umelé zasnežovanie bolo využívané po prvýkrát v zimnej sezóne 1996 – 1997. Zariadenia pre 2. etapu zasnežovania boli inštalované v letnej sezóne 1998.

2 Materiál a metódy

Na základe dohody s pracovníkmi Správy NP Nízke Tatry bol odoberaný študijný materiál chrobákov v troch rôznych nadmorských výškach v úseku lyžiarskeho svahu Luková.

Horné stanovište – HS

V hornej časti svahu 1 600 m n. m. bol študijný materiál odoberaný v dvoch líniách 1 a 2. V každej línii sme exponovali štyri zemné pasce (obrázok 1). Pasce boli založené pod starou lanovkou Jasná-Luková. Na tomto stanovišti sa o zasnežovaní do roku 1998 neuvažovalo.

Stredné stanovište – SS

Stredné stanovište bolo založené na styku dvoch zjazdových dráh vo výške 1 400 – 1 500 m n. m. na dvoch líniách 3 a 4. V každej línii sme exponovali štyri zemné pasce. Na tomto stanovišti bolo zasnežovanie uskutočnené v zime 1996 – 1997.

Dolné stanovište – DS

Dolné stanovište bolo situované v dolnej časti zjazdoviek vo výške 1 300 m n. m. Línia 5. na úrovni Björnsonovej chaty pri nástupe lanovky. Línia 6. bola cca na úrovni Junior hotela CKM na ploche zjazdovky. V každej línii sme exponovali štyri zemné pasce.

Výber študijného materiálu zo zemných pascí sme urobili v termínoch: 4. 6. 1996, 20. 7. 1996, 1. 8. 1996 a 19. 9. 1996. V roku 1997 to bolo v termínoch: jar 12. 6. 1997, leto 25. 7. 1997 a jeseň 30. 8. 1997.

Nomenklatúra vedeckých mien chrobákov je spracovaná podľa katalógu Jelínek (1993).

3 Výsledky

Celkovo sme determinovali 189 druhov chrobákov, ktoré patrili do 30 čeľadí (tabuľka 1). Prevládali zástupcovia čeľadí Carabidae (24 druhov) a Staphylinidae (29 druhov).

Tabuľka 1: Prehľad zistených druhov a počty jedincov chrobákov (Coleoptera) na území lyžiarskeho svahu Jasná-Luková. (HS-6, SS-6 a DS-6 údaje z roku 1996, HS-7, SS-7 a DS-7 údaje z roku 1997.)

Druh	Čeľad'	HS-6	SS-6	DS-6	HS-7	SS-7	DS-7
Carabidae							
Agonum sexpunctatum (Linnaeus, 1758)		1		1			1
Bradycellus csikii Laczo, 1812				1			1
<i>Bembidion glaciale</i> Heer, 1837		7	1		12		
<i>Calathus metallicus</i> Dejean, 1828		12		2	10		2
Calathus micropterus (Duftschmid, 1812)				5			5
<i>Carabus arvensis</i> Herbst, 1784		5		1	11		1
<i>Carabus auronitens</i> Fabricius, 1792					2	1	5
<i>Carabus fabricii</i> Duftschmid, 1812		5					
<i>Carabus irregularis</i> Fabricius, 1792				2	2		2
<i>Carabus linnaei</i> Panzer, 1810				2	2		2
<i>Carabus sylvestris</i> Panzer, 1796		26	10	3	14	2	1
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)				1			1
<i>Deltomerus tatricus</i> (Miller, 1859)		1					
Dromius agilis (Fabricius, 1787)				2			2
Dromius fenestratus (Fabricius, 1794)		1		5	1		5
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)				4	1		4
Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)				4	2		4
<i>Pterostichus unctulatus</i> (Duftschmid, 1812)		4	1		5		
<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, 1841		2		5			1
<i>Pterostichus foveolatus</i> (Duftschmid, 1812)		12	10	2	7	7	1
<i>Pterostichus morio carpathicus</i> Kult, 1944		5	4	2	10	3	
<i>Pterostichus pilosus</i> (Host, 1789)		8	7	1	12	4	1
<i>Pterostichus rhaeticus</i> Heer, 1837		1		2	1		2
Trechus quadristriatus (Schränk, 1781)				2			2
Silphidae							
Necrophorus sepultor Charpentier, 1825		2		2	2		2
Necrophorus vespilloides Herbst, 1784				3	1		3
<i>Silpha tristis</i> Illiger, 1798				5	3		5
Leiodidae							
Anisotoma castanea (Herbst, 1762)		1		2	1		4
Anisotoma humeralis (Fabricius, 1762)						1	
Catops coracinus Kellner, 1846		8		1	1		1
Catops nigriclavis Gerhardt, 1900		1		2			2
Catops nigrata Erichson, 1837				12			2
Catops subfuscus Kellner, 1846		5		5			5
Catops tristis (Panzer, 1794)				1	1		1
Choleva cisteloides (Frölich, 1799)		1		4			1
Choleva nivalis (Kraatz, 1856)			1				7
Choleva sturmi Brisout, 1863							1
Leiodes ferruginea (Fabricius, 1787)				2			2
Leiodes oblonga (Erichson, 1845)							1
Nargus badius (Sturm, 1839)				3			
Sciodrepoides watsoni (Spence, 1815)		6		2	2		
Staphylinidae							
<i>Acidota crenata</i> (Fabricius, 1792)				2	2		2
Aleochara sparsa Heer, 1839				4			7

Druh	Čel'ad'	HS-6	SS-6	DS-6	HS-7	SS-7	DS-7
<i>Amischa analis</i> (Gravenhorst, 1802)				1			1
<i>Anotylus inustus</i> (Gravenhorst, 1806)				1	1		1
<i>Anthobium atrocephalum</i> (Gyllenhal, 1827)	2				1		4
<i>Anthophagus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	5			2			2
<i>Anthophagus sudeticus</i> Kiesenwetter, 1846				2			
<i>Atheta laticollis</i> (Kirby, 1832)	1						
<i>Drusilla canaliculata</i> (Fabricius, 1787)							
<i>Eusphalerum anale</i> (Erichson, 1840)	1				1		
<i>Lesteva punctata</i> Erichson, 1839				3	1		3
<i>Liogluta pagana</i> (Erichson, 1839)	5			1			1
<i>Olophrum alpinum</i> Heer, 1839				1	1		1
<i>Omalium exiguum</i> Gyllenhal, 1810							2
<i>Ontholestes tessellatus</i> (Fourcroy, 1758)	1				1		4
<i>Othius lapidicola</i> Kiesenwetter, 1848							3
<i>Oxytelus rugifrons</i> Hochhut 1849				1			
<i>Paederus schoenherri</i> Czwalina, 1899	6			2			2
<i>Philonthus cognatus</i> Stephens, 1832	1			1			1
<i>Philonthus marginatus</i> (Stroem, 1768)							2
<i>Philonthus montivagus</i> Heer, 1839	8	4		1	12	2	
<i>Proteinus atomarius</i> Erichson, 1840	2						
<i>Quedius collaris</i> Erichson, 1840							
<i>Quedius mesomelinus</i> (Marsham, 1802)			4		2	8	3
<i>Quedius nitipennis</i> (Stephens, 1833)				2			2
<i>Quedius obscuripennis</i> Bernhauer, 1900	7	1			5	1	
<i>Tachinus humeralis</i> Gravenhorst, 1802	2						2
<i>Tachinus pallipes</i> (Gravenhorst, 1806)				2			1
<i>Tachyporus ruficollis</i> Gravenhorst, 1869	1			2			2
Scarabaeidae					1		
<i>Aphodius abdominalis</i> Bonelli, 1812	6			4	2	1	
<i>Aphodius fimetarius</i> (Linnaeus, 1758)				2	3		2
<i>Aphodius gibbus</i> Germar, 1817	4						
<i>Phyllopertha horticola</i> (Linnaeus, 1758)	1			3			3
Byrrhidae							
<i>Byrrhus arietinus</i> Steffanhy, 1842	1	1		2	2	3	5
<i>Byrrhus glabratus</i> Heer, 1841				1	3		4
<i>Curimus erichsoni</i> Reitter, 1881			2	7	2	8	7
<i>Carpatobyrrhulus tatricus</i> Mrocz.1957	1	2		10	1	5	17
Elateridae							
<i>Hypnoidus riparius</i> (Fabricius, 1792)	1			2	1		2
<i>Athous subfuscus</i> (Müller, 1767)	2			3			3
<i>Denticollis interpositus</i> Roubal, 1841				2			
<i>Denticollis rubens</i> (Pill. et Mitt. 1783)				1	1		
<i>Ctenicera cuprea</i> (Fabricius, 1781)				7			14
<i>Selatosomus aeneus</i> (Linnaeus, 1758)	5			5	2		
<i>Ampedus aethiops</i> (Lacordaire, 1835)				1			
<i>Ampedus nigrinus</i> (Herbst, 1784)						6	
<i>Ampedus auripes</i> (Reitter, 1795)				4	1		4
<i>Dalopius marginatus</i> (Linnaeus, 1758)	1			2			2
<i>Melanotus castanipes</i> (Paykull, 1800)				3	1		3

Čel'ad'	HS-6	SS-6	DS-6	HS-7	SS-7	DS-7
Druh						
Carabidae						
Agonum sexpunctatum (Linnaeus, 1758)	1		1			1
Bradycellus csikii Laczo, 1812			1			1
<i>Bembidion glaciale</i> Heer, 1837	7	1		12		
<i>Calathus metallicus</i> Dejean, 1828	12		2	10		2
Calathus micropterus (Duftschmid, 1812)			5			5
<i>Carabus arvensis</i> Herbst, 1784	5		1	11		1
<i>Carabus auronitens</i> Fabricius, 1792				2	1	5
<i>Carabus fabricii</i> Duftschmid, 1812	5					
<i>Carabus irregularis</i> Fabricius, 1792			2	2		2
<i>Carabus linnaei</i> Panzer, 1810			2	2		2
<i>Carabus sylvestris</i> Panzer, 1796	26	10	3	14	2	1
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)			1			1
<i>Deltomerus tatricus</i> (Miller, 1859)	1					
Dromius agilis (Fabricius, 1787)			2			2
Dromius fenestratus (Fabricius, 1794)	1		5	1		5
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)			4	1		4
Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)			4	2		4
<i>Pterostichus unctulatus</i> (Duftschmid, 1812)	4	1		5		
<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, 1841	2		5			1
<i>Pterostichus foveolatus</i> (Duftschmid, 1812)	12	10	2	7	7	1
<i>Pterostichus morio carpathicus</i> Kult, 1944	5	4	2	10	3	
<i>Pterostichus pilosus</i> (Host, 1789)	8	7	1	12	4	1
<i>Pterostichus rhaeticus</i> Heer, 1837	1		2	1		2
Trechus quadristriatus (Schränk, 1781)			2			2
Silphidae						
Necrophorus sepultor Charpentier, 1825	2		2	2		2
Necrophorus vespilloides Herbst, 1784			3	1		3
<i>Silpha tristis</i> Illiger, 1798			5	3		5
Leiodidae						
Anisotoma castanea (Herbst, 1762)	1		2	1		4
Anisotoma humeralis (Fabricius, 1762)					1	
Catops coracinus Kellner, 1846	8		1	1		1
Catops nigriclavus Gerhardt, 1900	1		2			2
Catops nigrita Erichson, 1837			12			2
Catops subfuscus Kellner, 1846	5		5			5
Catops tristis (Panzer, 1794)			1	1		1
Choleva cisteloides (Frölich, 1799)	1		4			1
Choleva nivalis (Kraatz, 1856)		1				7
Choleva sturmi Brisout, 1863						1
Leiodes ferruginea (Fabricius, 1787)			2			2
Leiodes oblonga (Erichson, 1845)						1
Nargus badius (Sturm, 1839)			3			
Sciodrepoides watsoni (Spence, 1815)	6		2	2		
Staphylinidae						
<i>Acidota crenata</i> (Fabricius, 1792)			2	2		2
Aleochara sparsa Heer, 1839			4			7

Čel'ad'	HS-6	SS-6	DS-6	HS-7	SS-7	DS-7
Druh						
Carabidae						
Agonum sexpunctatum (Linnaeus, 1758)	1		1			1
Bradycellus csikii Laczo, 1812			1			1
<i>Bembidion glaciale</i> Heer, 1837	7	1		12		
<i>Calathus metallicus</i> Dejean, 1828	12		2	10		2
Calathus micropterus (Duftschmid, 1812)			5			5
<i>Carabus arvensis</i> Herbst, 1784	5		1	11		1
<i>Carabus auronitens</i> Fabricius, 1792				2	1	5
<i>Carabus fabricii</i> Duftschmid, 1812	5					
<i>Carabus irregularis</i> Fabricius, 1792			2	2		2
<i>Carabus linnaei</i> Panzer, 1810			2	2		2
<i>Carabus sylvestris</i> Panzer, 1796	26	10	3	14	2	1
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)			1			1
<i>Deltomerus tatricus</i> (Miller, 1859)	1					
Dromius agilis (Fabricius, 1787)			2			2
Dromius fenestratus (Fabricius, 1794)	1		5	1		5
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)			4	1		4
Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)			4	2		4
<i>Pterostichus unctulatus</i> (Duftschmid, 1812)	4	1		5		
<i>Pterostichus burmeisteri</i> Heer, 1841	2		5			1
<i>Pterostichus foveolatus</i> (Duftschmid, 1812)	12	10	2	7	7	1
<i>Pterostichus morio carpathicus</i> Kult, 1944	5	4	2	10	3	
<i>Pterostichus pilosus</i> (Host, 1789)	8	7	1	12	4	1
<i>Pterostichus rhaeticus</i> Heer, 1837	1		2	1		2
Trechus quadristriatus (Schränk, 1781)			2			2
Silphidae						
Necrophorus sepultor Charpentier, 1825	2		2	2		2
Necrophorus vespilloides Herbst, 1784			3	1		3
<i>Silpha tristis</i> Illiger, 1798			5	3		5
Leiodidae						
Anisotoma castanea (Herbst, 1762)	1		2	1		4
Anisotoma humeralis (Fabricius, 1762)					1	
Catops coracinus Kellner, 1846	8		1	1		1
Catops nigriclavus Gerhardt, 1900	1		2			2
Catops nigrita Erichson, 1837			12			2
Catops subfuscus Kellner, 1846	5		5			5
Catops tristis (Panzer, 1794)			1	1		1
Choleva cisteloides (Frölich, 1799)	1		4			1
Choleva nivalis (Kraatz, 1856)		1				7
Choleva sturmi Brisout, 1863						1
Leiodes ferruginea (Fabricius, 1787)			2			2
Leiodes oblonga (Erichson, 1845)						1
Nargus badius (Sturm, 1839)			3			
Sciodrepoides watsoni (Spence, 1815)	6		2	2		
Staphylinidae						
<i>Acidota crenata</i> (Fabricius, 1792)			2	2		2
Aleochara sparsa Heer, 1839			4			7

Druh \ Čel'ad'	HS-6	SS-6	DS-6	HS-7	SS-7	DS-7
Anthribidae						
Brachytarsus nebulosus (Forster, 1771)			2	1		2
Attelabidae						
<i>Caenorhinus germanicus</i> (Herbst, 1797)			2			2
Curculionidae						
Hylobius abietis (Linnaeus, 1758)			2	4		2
Otiorhynchus lepidopterus (Fabricius, 1794)			4			4
Otiorhynchus niger (Fabricius, 1775)					5	2
Otiorhynchus scaber (Linnaeus, 1758)	1			3		3
Phyllobius alpinus Stierlin, 1859	2		1	2		2
Phyllobius arborator (Herbst, 1797)	1					5
Pissodes piceae (Illiger, 1807)	2			2		
Pissodes scabricollis Miller, 1859			4			
Polydrusus cervinus (Linnaeus, 1758)			1	2		1
Sitona hispidulus (Fabricius, 1776)				1		2
Scolytidae						
Dendroctonus micans (Kugelann, 1794)	2		1	3		3
Tomicus piniperda (Linnaeus, 1758)				2		2
Hylastes cunicularius Erichson, 1836			1			
Polygraphus poligraphus (Linnaeus, 1758)	1					2
Ips typographus (Linnaeus, 1758)				1		5
Pityophthorus exsculptus (Ratzeburg, 1837)			2			4
Pityophthorus glabratus Eichhoff, 1878	1					2
Xyloterus lineatus (Olivier, 1795)	2		4	1		4

Horné stanovište – HS

V hornej časti svahu boli najpočetnejšie zastúpené typické druhy alpínskeho a subalpínskeho pásma, napr. *Carabus sylvestris transsylvanicus*, *Pterostichus morio carpathicus*, *Calathus metallicus*, *Philonthus montivagus*, menej početne až vzácne sa vyskytovali ďalšie horské druhy, napr. *Carabus fabricii*, *Carabus arvensis carpathus*, *Bembidion glaciale*, *Aphodius abdominalis* a *Aphodis gibbus*. Početnejší výskyt sme v tejto časti svahu zistili aj u niektorých podhorských druhov. Sem môžeme zaradiť napr. druhy *Pterostichus unctulatus*, *Pterostichus foveolatus*, *Pterostichus pilosus*, *Quedius obscuripennis* a i.

V hornom úseku sme zistili pomerne veľké hodnoty druhové zastúpenie chrobákov. V roku 1996 to bolo 83 a v roku 1997 94 druhov.

Stredné stanovište – SS

V strednej časti svahu sme pozorovali stále hojný, i keď u niektorých druhov znížený počet jedincov typických horských druhov, napr. *Carabus sylvestris*, *Pterostichus morio*, *Calathus metallicus* a *Philonthus montivagus*. V spoločenstve absentoval druh *Carabus fabricii*. Prevládali tu vyššie spomenuté tolerantnejšie druhy, najmä *Pterostichus foveolatus* a *Pterostichus pilosus*. Bol zistený najnižší počet druhov 15 (1996) a 18 (1997). Zmeny v počte druhov, zistených na tomto úseku v jednotlivých sledovaných rokoch, nie je

možné jednoznačne zdôvodniť. Možných faktorov pôsobiacich na počet zistených druhov a jedincov je viac. Do úvahy pripadajú napr. odlišné klimatické charakteristiky oboch rokov.

Dolné stanovište – DS

V dolnej časti svahu sme v roku 1996 pozorovali len veľmi slabý výskyt terestrických chrobákov, okrem bežných druhov *Pterostichus foveolatus*, *Pterostichus pilosus* a *Calathus metallicus* sme vo viacerých exemplároch získali druhy z čeľade Byrrhidae. Napočetnejšie zastúpený bol druh *Carpatobyrrhulus tatricus* podobne ako kováčik *Ctenicera cuprea* (Elateridae).

V dolnom úseku sme zistili najvyšší počet druhov 119 (1996) a 146 (1997). V tomto úseku sa prejavilo už realizované umelé zasnežovanie svahu, čo okrem ochrany svahu proti mechanickému obrušovaniu znamená aj zvýšenie dotácie vody a tým zlepšenie vlhkových pomerov. Dolný úsek svahu sa vyznačuje odlišným charakterom daným nielen svojou polohou v pásme horských ihličnatých lesov, ale najmä z dôvodu nepôvodnosti vegetačného krytu. Ide o umelo zarovnaný povrch svahu s chudobnými porastmi tráv, machov a náletových porastov semenáčikov drevín pod neustálym tlakom mechanického obrušovania lyžami v zimnej sezóne a vodnej erózie v období bez snehovej pokrývky. Podľa dostupných informácií je v tomto úseku plánovaná revitalizácia s použitím zahraničnej technológie s cieľom zamedziť ďalšej erózii svahu.

Ako faunisticky významné je možné hodnotiť už uvedené druhy alpínskeho a subalpínskeho pásma, väčšinou ide o druhy citlivé na zmeny životného prostredia, dokumentujú teda zachovalosť pôvodných biotopov. Viaceré ďalšie druhy je možné označiť ako vzácné, sem zaradujem napr. *Choleva nivalis*, *Tachyporus ruficollis*, *Liotrichus affinis*. Ako zaujímavosť je možné uviesť výskyt druhu *Carpathobyrrhulus tatricus*. V dolnej časti lyžiarskeho svahu je druh *Carpathobyrrhulus tatricus* hojný, okrem zemných pascí ho je možné zbierať napríklad v plechových odvodňovacích žľaboch. Z ochranárskeho hľadiska je významný výskyt päť druhov *Carabus*: *Carabus arvensis*, *Carabus linnaei*, *Carabus sylvestris*, *Carabus fabricii* a *Carabus auronitens*. Pozoruhodný je dominantný výskyt druhu *Carabus sylvestris* a pravidelný výskyt pomerne vzácného druhu alpínskeho pásma *Carabus fabricii* a *Delto-merus tatricus*.

4 Diskusia a záver

Všeobecne je možné povedať, že limitujúcim faktorom zachovania pôvodných spoločenstiev chrobákov v úseku Jasná-Luková je pôdna vlhkosť. Ťažkým poškodením, prípadne až odstránením dominantných zložiek vegetačného krytu (trávy, čučoriedka a i.) totiž dochádza k zníženiu schopnosti zadržiavať vlahu (odparovanie, rýchlejší odtok po dažďoch a topení snehu) a následnému úhynu ďalších zložiek vegetačného krytu (napr. machov). V ďalšom období dochádza k deštrukcii a odplaveniu nechránenej povrchovej vrstvy

pôdy. Tento proces je ešte urýchl'ovaný v prípadoch pokračujúceho intenzívneho pôsobenia primárneho faktora napr. mechanické obrušovanie lyžovaním pri nedostatočnej výške snehovej pokrývky.

Jeden z faktorov pôsobiacich na pôdne strátum je zasol'ovanie pôdy. Umelé zasnežovanie je dodávka vody z prírodných recipientov ako sú potoky, jazerá, bazény. Táto voda je bohatá na minerály na rozdiel od prírodného snehu a dažďa, čo je voda mäkká. Saturácia tvrdej vody vo forme snehu do pôdy mení chemizmus a pH pôdy. Tieto zmeny vplývajú na aj na makrofaunu hypogeonu a epigeonu.

Pri štúdiu akarocenóz na rovnakých úsekoch zjazdovky Kalúz (2005) zistil celkovo 32 druhov roztočov. Počas sledovaných dvoch rokov sa spoločenstvá roztočov podstatnejšie nemenili. Najväčšia diverzita roztočov bola zistená na hornom úseku. O faune roztočov má podstatný vplyv charakter pôdy, nakoľko sú to hypogeické organizmy. Epigeické chrobáky majú preferenciu na pôdne strátum odlišnejšie.

Rozdielne klimatické podmienky sledovaných rokov 1996 a 1997 má vplyv na distribúciu, druhové zloženie chrobákov. Rozdielne hodnoty v druhov skladbe chrobákov nevykazujú zmeny, ktoré je možné vzťahovať na zásah, akým bolo zasnežovanie zjazdoviek. Vplyv zasnežovania ako aj degradácie pôdneho krytu sa môžu prejavovať po dlhšom období.

Dosiahnuté výsledky naznačujú, že stanovištia v hornej časti svahu sú zachovalé, resp. len veľmi málo narušené. V strednej časti svahu už pozorujeme zreteľné známky mechanického poškodenia svahu a to od mierneho až po ťažký stupeň poškodenia s úplným odstránením vegetačného krytu a pôdy až po skalné podložie. Pôvodné porasty a pôdny kryt v dolnej časti svahu bol celkom odstránený terénnymi úpravami. Aj napriek najväčšej deštrukcii vegetačného krytu je tu najväčšia diverzita chrobákov. Tento efekt bol už zistený aj na ruderálnych biotopoch, biotopoch do veternej kalamite, požiaroch a i. Takéto biotopy sú v dynamickej sukcesii a ponúkajú voľnú niku pre viaceré druhy chrobákov.

Napriek relatívne obmedzenému rozsahu prác v skúmanom území boli získané údaje o zložení spoločenstiev terestrických chrobákov na úseku Jasná-Luková, ktoré dokumentujú na jednej strane relatívnu zachovalosť biotopov alpínskeho a subalpínskeho pásma, na druhej strane však aj ich zraniteľnosť a diverzitu. Zasnežovanie v jednej zimnej sezóne sa neprejavilo na štruktúru koleopterocenóz.

Literatúra

1. Cunev, J. 1999. Nosáčky (Coleoptera, Curculionidae) na vybraných lokalitách Liptovskej kotliny a Nízkych Tatier. In *Naturae Tutela*, 5: 61–72.
2. Farkač, J. – Farkačová, K. – Linhart, M. – Mareček, I. – Resl, K. – Zedek, V. 2004. Výsledky faunistického průzkumu bezobratlých alpínské zóny Nízkých Tater (Slovensko) v roce 2002. In *Príroda Nízkych Tatier*, Banská Bystrica, 1: 203–226.
3. Jelínek, J. 1993. Seznam československých brouků. In *Folia Heyrovskyana*, Suppl. 1, Praha : 172.
4. Kalúz, S. 2005. Soil and soil mites (Acari) of the ski slope in Nízke Tatry Mts. In *Ekológia*, Bratislava, 24(2): 237–250.

5. Kopecký, T. 2009. Koleopterologický průzkum (Coleoptera, Insecta) Národního parku Nízke Tatry (2004 – 2008). In *Príroda Nízkych Tatier*, Banská Bystrica, 2: 175–190.
6. Majzlan, O. 2016. Chrobáky (Coleoptera) Demänovskej doliny. In *Ochrana prírody*, B. Bystrica, 28: 5–16.
7. Potocký, P. 2009. Chránené chrobáky (Coleoptera) Národného parku Nízke Tatry. In *Príroda Nízkych Tatier*, Banská Bystrica, 2: 191–200.

Kontakt

prof. RNDr. Oto Majzlan, PhD.

Univerzita Komenského,
Prírodovedecká fakulta,
Katedra krajinnej ekológie
Ilkovičova 6, 845 15 Bratislava
majzlan@uniba.sk

Dusitany ako kontaminanty vodných zdrojov

Nitrites as a contaminants of water resources

Dominika Valaská, Vladimír Frišták

Katedra chémie, Pedagogická fakulta, Trnavská univerzita v Trnave

Abstract: Increased nitrite distribution and subsequent contamination of drinking water can easily occur in nature. In this work, we focus on the determination of basic metrological characteristics of a standardized water quality method for the determination of nitrite content in water using molecular absorption spectrophotometry (STN EN 26777) with the application of N-(1-naphthyl)-1,2-ethanediamine as reagent coupling and published method with utilizing ethyl acetoacetate as a suitable alternative. In the case of the determination of nitrites by a standardized method, we found *LOD* values of 12,80 µg/L, *LOQ* 15,01 µg/L, the linear range of 25 – 437,5 µg/L, the absorption maximum of the obtained nitrite complex at λ 540 nm and its time stability 24 hours. The presence of interferents showed significant anion interference in the order of $\text{CH}_3\text{COO}^- > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$ at concentrations of 12,5 and 250 µg/L NO_2^- in solution. For the second method, we found *LOD* values of 22 µg/L, *LOQ* 37 µg/L, a linear range of 0,05 – 7 mg/L, the absorption maximum of the obtained nitrite complex at λ 483 nm, resp. 507 nm and its time stability of 60 minutes. It was showed significant anion interference in the order of $\text{HCO}_3^- > \text{CH}_3\text{COO}^- > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$ at the concentration of 0,5 mg/L NO_2^- and in order $\text{CH}_3\text{COO}^- > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$ at 3,0 mg/L NO_2^- in solution. Analysis of real samples (drinking water from forest wells) confirmed the applicability of the standard method for all samples. In sample D (Streženice sampling site) was found the concentration of < *LOD*. Determination of NO_2 by the method using ethyl acetoacetate as coupling reagent showed values of < *LOD* in samples A (sampling site Nitrianska Blatnica), D, E (sampling site Bojnica). Sample B (Tesare sampling site) showed higher concentrations than the declared values for both methods. In sample C (Keblie sampling site), the nitrite concentration was found to be comparable in both methods and equally to the declared values.

Keywords: nitrites, water sources, contaminants, spectrophotometric determination.

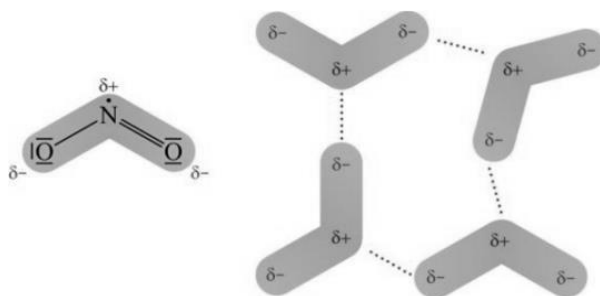
1 Úvod

Dusitany, soli kyseliny dusitej (vo forme M^+NO_2^-), tvoria prirodzenú zložku životného prostredia nevyhnutnú na život organizmov. Predstavujú chemickú formu dusíka, ktorá oxidačne ľahko prechádza na NO_3^- . Medzi dusitany zaraďujeme zlúčeniny ako napr. NaNO_2 , KNO_2 , AgNO_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_2)_2$, $\text{Zn}(\text{NO}_2)_2$ a i. Alkalické dusitany najčastejšie získavame

termickým rozkladom dusičnanov alkalických kovov a redukciou ich taveniny uhlíkom, železom, olovom. Dusitanový anión NO_2^- obsahuje polárne väzby N–O.

Podľa teórie VSEPR (Valence Shell Electron Pair Repulsion) má molekula dusitanov zalomený tvar (Boča, 2015). Ide o polárnu molekulu, ktorá má nenulový dipólový moment. Kladná časť molekuly je priťahovaná k zápornej časti susednej molekuly dipól-dipólovou interakciou (obrázok 1). Medzi molekulami NO_2 pôsobia aj disperzné sily, ale dipól-dipólové interakcie sú silnejšie. Atóm dusíka vytvára s dvomi hybridnými sp^2 -orbitálmi σ -väzby (Boča, 2015). Jedna poloha lomeného aniónu je obmedzená voľným elektrónovým párom (Kameníček et al., 2009). Z uvedeného možno usúdiť, že voľný elektrónový pár podmieňuje redukčné vlastnosti dusitanov.

Dusitany vo zvýšených koncentráciách predstavujú riziko pre živé organizmy. Sú často využívané ako aditívne látky v potravinárstve, ktoré sú ostro sledované práve kvôli ich toxicite. Sú prirodzene prítomné v mnohých druhoch zeleniny a používajú sa aj ako konzervačné látky potravín. Sledovanými potravinárskymi aditívami sú najmä dusitan sodný (E250) a dusitan draselný (E249). Dusitan sodný má značný prínos pre mäso spracujúcu časť potravinárskeho priemyslu. Umožňuje výrobu produktov s jedinečnými farbami, chuťou údených potravín a s výbornou stabilitou pri skladovaní vďaka antibakteriálnym a antioxidačným vlastnostiam, ktoré stabilizujú chuť a farbu (Lenghartová et al., 2015).



Obrázok 1: Dipól-dipólová interakcia medzi molekulami NO_2 (Kameníček a kol., 2009).

Na druhej strane sa však dusitany vyznačujú aj terapeutickými vlastnosťami pri ochoreniach kardiovaskulárneho systému. Mechanizmus terapeutického účinku spočíva v redukcii dusitanov na oxid dusnatý, pričom treba dodržať vhodné podmienky pre aciditu, koncentráciu kyslíka a tiež prítomnosť niektorých proteínov. Základným fyziologickým účinkom oxidu dusnatého je vazodilatačný efekt, t. j. rozširovanie ciev (Lefer, 2009).

Dusitany vznikajú antropogénne najmä z odpadov zo živočíšnej výroby a priemyslu. Niektoré priemyselné odpadové vody sú na dusitany veľmi bohaté. Ide najmä o odpadové vody z výroby farbív, kde sú dusitany obsiahnuté v kvapalinách používaných na chladenie obrábacích strojov. Tieto kvapaliny sú v priemysle výhodné vďaka ich protikoróznym účinkom. Súčasťou niektorých rozmrazovacích kvapalín môžu byť aj dusičnany ale aj amoniakálny dusík. Zvýšené množstvo amoniaku v povrchových vodách, najmä v letnom období, predstavuje hlavný zdroj dusitanov (Lenghartová et al., 2015).

Požívanie vody i v nižších množstvách, v ktorej sú obsiahnuté dusitany alebo dusičnany vo zvýšených koncentráciách, môže byť pre človeka zdravotne závažné. Ich dlhodobé prijímanie predstavuje pre človeka riziko ochorenia methemoglobínémie (Sreekumar et al., 2003), ktorá hrozí najmä deťom do 6 mesiacov. Dusičnany, ktoré sú obsiahnuté v potravinách či vode, sa v tráviacom trakte premieňajú na dusitany. Dusitany tak prechádzajú do krvi a oxidujú hemoglobín v červených krvinkách nevratným spôsobom, ktorý zabraňuje prenosu kyslíka v krvi. Nedostatok kyslíka sa v prvej fáze môže prejaviť modraním kože a pier, pri vážnejších stavoch dusením a poškodením funkcií mozgu až zlyhaním základných životných funkcií. V žalúdku môžu tiež dusitany reagovať s amínmi a inými dusíkatými látkami v požívatinách za vzniku N-nitrózo zlúčenín, ktoré sú karcinogénne (Kleijnans et al., 1991).

Dusitany do značnej miery patria medzi indikátory fekálneho znečistenia prírodných vôd. Indikátorovú hodnotu dusitany strácajú v prípade, že sú anorganického pôvodu, pretože môžu vznikať vo vode redukciou dusičnanov kovov alebo fotochemickou cestou. Preto pri rozbere vody na jej komplexné stanovenie je zväčša nevyhnutné posudzovať závadnosť NO_2^- v súvislosti s mikrobiologickým rozborom a obsahom aj ďalších indikátorov fekálneho znečistenia (Kuypers, 2018). Autori uvádzajú, že koncentrácia NO_2^- v podzemných a povrchových vodách je spravidla veľmi malá ($\mu\text{g/L}$) v porovnaní s odpadovými a splaškovými vodami (mg/L). Prienik dusitanov do podzemných vôd je však častým javom. Preto je monitorovanie dusitanov v pitných neošetrených vodách kľúčové.

Pri povrchových a odpadových vodách, ale aj pri kontrole biologických čistiarní je stanovenie dusitanov súčasťou dusíkovej bilancie. Keďže sú dusitany vo vode veľmi nestále, je potrebné vzorky vody analyzovať ihneď po ich odbere alebo ich ochladiť na teplotu 3 až 4 °C a stanoviť čo najskôr (t. j. v deň odberu; Ilavský, 2015).

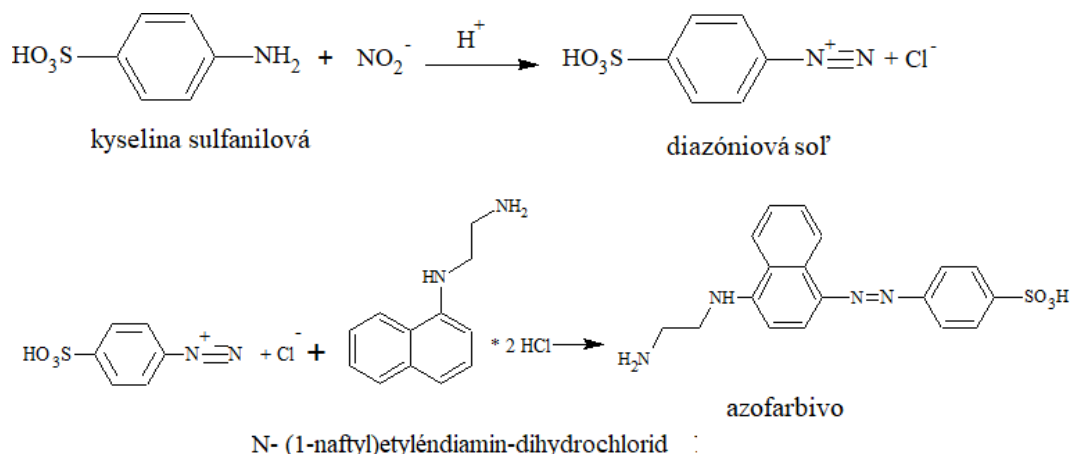
Podľa Nariadenia vlády Slovenskej republiky z 10. mája 2006, ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú na ľudskú spotrebu a kontrolu kvality vody určenej na ľudskú spotrebu, je najvyššie povolené množstvo koncentrácie dusitanov v pitných vodách stanovené na hodnotu 0,5 mg/L, pričom odporúčané množstvo dusitanov pre povrchové vody predstavuje do 0,1 mg/L (predpis č. 354/2006 Z. z. Nariadenie vlády SR).

Cieľom práce bolo zistenie základných metrologických charakteristík normovanej metódy kvality vody na stanovenie obsahu dusitanov vo vodách pomocou molekulárnej absorpčnej spektrofotometrie (STN EN 26777) s aplikáciou N-(1-naftyl)-1,2-diaminoetánu ako kapling činidla a publikovanej metódy s využitím etyl-acetoacetátu ako vhodnej alternatívy. Využitelnosť študovaných metód bola overená na vzorkách pitnej vody získaných z lesných studničiek.

2 Materiál a metódy

2.1 Stanovenie dusitanov metódou podľa STN EN 26777

Za najrozšírenejšiu fotometrickú metódu na stanovenie dusitanov vo vodách možno považovať spektrofotometrickú analýzu so sulfanilamidom a dihydrochloridom N-(1-naftyl)-1,2-diaminoetánu. Podľa súčasnej legislatívy ide o normovanú metódu (STN EN 26777). Jej priebeh opisuje schéma na obrázok 2.



Obrázok 2: Schéma diazotačnej reakcie kyseliny sulfanilovej za vzniku diazóniovej soli a jej následnej kopulácie s NED-dihydrochloridom za vzniku azofarbiva.

Určenie absorpčného maxima komplexu

Na zistenie absorpčného maxima dusitanového komplexu so skúmaným činidlom sme realizovali sériu skenov ($12,5 \mu\text{g/L} - 625 \mu\text{g/L NO}_2^-$) v rozsahu λ 200 – 800 nm, s korekciou na slepý pokus. Pri získavaní farebného komplexu sme postupovali nasledujúco. Do 50 ml odmerných baniek sme pridali požadované množstvo štandardného roztoku dusitanov na dosiahnutie požadovanej koncentrácie. Objemy v jednotlivých odmerných bankách sme doplnili vždy deionizovanou vodou na objem 40 ± 2 ml. Pipetou sme do každého roztoku pridali 1,0 ml činidla, ktoré tvorila zmes H_3PO_4 , 4-aminobenzénsulfónamidu a N-(1-naftyl)-1,2-diaminoetánu. Roztoky sme následne doplnili po značku deionizovanou vodou a dôkladne premiešali. Absorbanciu sme merali v kremennej kyvete oproti blanku (deionizovaná voda ako náhrada štandardného roztoku) pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Získané experimentálne dáta boli vyhodnotené pomocou programu Origin Lab Pro7.

Stanovenie linearity metódy

Linearitu skúmanej metódy sme sledovali v rozsahu koncentrácií NO_2^- , $12,5 - 625 \mu\text{g/L}$. Na úpravu vzorky pred spektrofotometrickou analýzou a získanie farebného komplexu dusitanov so skúmaným činidlom sme postupovali rovnako ako v časti určenia absorpčného maxima komplexu. Absorbanciu vzoriek sme analyzovali pri zistenom absorpčnom

maxime, t. j. λ 540 nm pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Merania boli realizované v troch opakovaníach.

Určenie časovej stability komplexu

Časovú stabilitu komplexu dusitanov so sledovaným činidlom sme sledovali v rozsahu 5 – 10 080 min. Zmena absorbancie bola meraná v roztoku $0,25 \text{ mg/L NO}_2^-$ pri statických laboratórnych podmienkach ($25 \pm 2^\circ\text{C}$). Príprava vzoriek pred spektrofotometrickou analýzou bola realizovaná rovnako ako v časti určenia absorpčného maxima komplexu. Hodnoty absorbancie boli zisťované pri λ 540 nm. Merania boli uskutočnené v troch opakovaníach. Rovnako sme realizovali sériu skenov spektier vzoriek v rozsahu λ 200 – 800 nm pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Získané experimentálne dáta boli vyhodnotené pomocou programu Origin Lab Pro7.

Vplyv interferentov

Na zistenie rušivých vplyvov možných interferentov sme sledovali vplyv vybraných aniónov: Cl^- (forma CaCl_2), HCO_3^- (forma NaHCO_3), CH_3COO^- (forma $\text{CH}_3\text{COONH}_4$) a NO_3^- (KNO_3) v koncentráciách $12,5 \text{ }\mu\text{g/L}$; $250 \text{ }\mu\text{g/L}$ a $500 \text{ }\mu\text{g/L}$ pri koncentráciách $12,5 \text{ }\mu\text{g/L}$ a $250 \text{ }\mu\text{g/L NO}_2^-$. Následná príprava vzoriek pred spektrofotometrickou analýzou bola realizovaná rovnako ako v časti určenia absorpčného maxima komplexu. Hodnoty absorbancie boli zisťované pri λ 540 nm pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian, GB) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Merania boli realizované v troch opakovaníach. Získané experimentálne dáta boli vyhodnotené pomocou programu Origin Lab Pro7.

Zistenie metrologických parametrov stanovenia LOD a LOQ

Na určenie medze detekcie (z angl. limit of detection *LOD*) a medze stanovenia (z angl. limit of quantitation *LOQ*) sme vychádzali zo základnej definície metrologických parametrov stanovenia (IUPAC) a uplatnenia $3\text{-}\sigma$ prístupu (Uhrovčík, 2014). *LOD* predstavuje najnižšie množstvo analytu vo vzorke, ktoré sme schopní detegovať, ale ktoré nie je nutné kvantifikovať ako exaktnú hodnotu. *LOQ* predstavuje najnižšie množstvo analytu vo vzorke, ktoré sme schopní stanoviť ako exaktnú hodnotu zo stanovenou presnosťou. Na ich výpočet využívame vzťahy:

$$y_{\text{LOD}} = y_{\text{bl}} + 3.S_{\text{bl}}$$

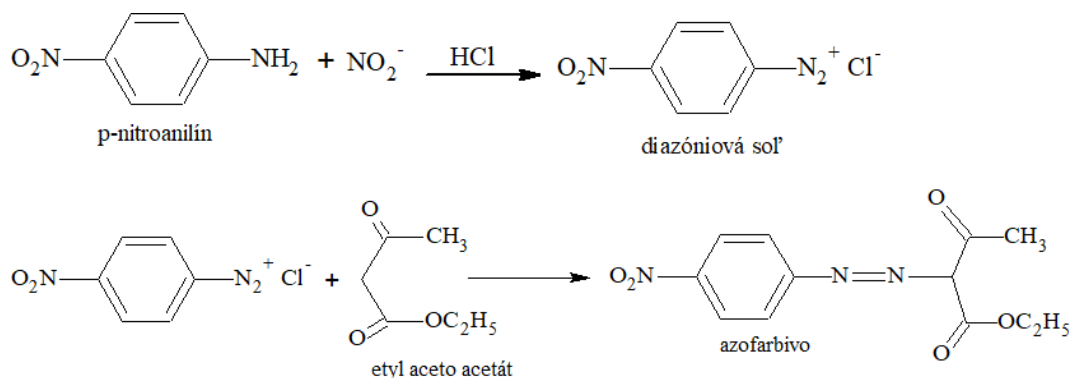
$$y_{\text{LOQ}} = y_{\text{bl}} + 10.S_{\text{bl}}$$

kde y_{bl} predstavuje priemernú hodnotu signálu slepého pokusu a S_{bl} je smerodajná odchýlka blanku.

Na stanovenie *LOD* a *LOQ* boli merané hodnoty blanku (slepého pokusu) po úprave vzorky realizovanej rovnakým spôsobom ako v časti určenia absorpčného maxima. Hodnoty absorbie boli zisťované pri λ 540 nm pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky.

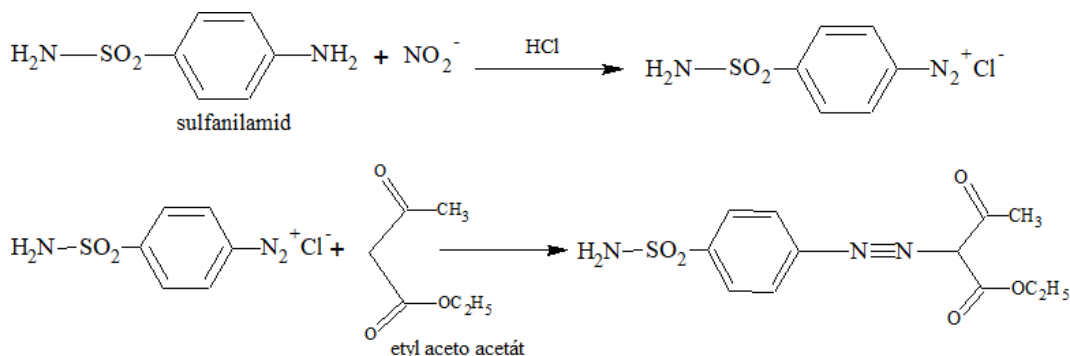
2.2 Stanovenie dusitanov metódou podľa Sreekumara

Skúmaná metóda podľa Sreekumara (2003) predstavuje jednoduchú a rýchlu spektrofotometrickú metódu založenú na diazotačnej reakcii p-nitroanilínu (PNA; obrázok 3) alebo sulfanilamidu (SA; obrázok 4) s etyl-acetoacetátom (EAA) ako kopulačným činidlom, pričom tieto reagenty sú diazotované v kyslom prostredí.



Obrázok 3: Schéma reakcie s použitím p-nitroanilínu.

Kopulačnou reakciou s EAA následne vzniká vo vode rozpustné alkalické farbivo, dávajúce absorpčné maximum pri λ 507 a 356 nm.



Obrázok 4: Schéma reakcie s použitím sulfanilamidu.

Určenie absorpčného maxima komplexu

Na zistenie absorpčného maxima dusitanového komplexu so skúmaným činidlom sme realizovali sériu skenov ($0,05 - 7 \text{ mg/L NO}_2^-$) v rozsahu λ 200 – 800 nm. Ako diazotačné činidlo sme v tejto metóde používali p-nitroanilín a ako kopling činidlo etyl-acetoacetát (Sreekumar, 2003).

Na úpravu roztokov dusitanov sme používali 1 mol/L hydroxid sodný a 0,5 mol/L Na_2EDTA ako maskujúce činidlo, ktoré zabezpečuje maskovanie iónov kovov tvoriacich

hydroxidy v alkalickom médiu. Pri získavaní farebného komplexu sme postupovali nasledujúco. Do sklenených skúmaviek sme odoberali vždy 5 ml vzorky určitej koncentrácie, ktoré sme upravili pomocou 0,5 ml 1 mol/L hydroxidu sodného a 0,5 mol/L Na₂EDTA. Roztoky sme následne premiešali na vortexe. Pridali sme 0,05 % roztok p-nitroanilínu a roztok sme dôkladne miešali cca 2 minúty na dostatočný priebeh diazotačnej reakcie a následne sme pridali 1 ml 5 % roztoku etyl-acetoacetátu. Po pridaní 2 ml 2 mol/L hydroxidu sodného sme roztoky opätovne premiešali na vortexe. Približne po 5 minútach stabilizácie sme zmerali absorbancie sady vzoriek vzniknutých azofarbív. Absorbanciu sme merali v kremennej kvete oproti blanku (deionizovaná voda ako náhrada štandardného roztoku) pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian, GB) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Získané experimentálne dáta boli vyhodnotené pomocou programu Origin Lab Pro7.

Stanovenie linearity metódy

Linearitu skúmanej metódy sme sledovali v rozsahu koncentrácií NO₂ (0,025 – 10 mg/L). Na úpravu vzoriek pred spektrofotometrickou analýzou a získanie farebného komplexu dusitanov so skúmaným činidlom sme postupovali rovnako ako v časti určenia absorpčného maxima komplexu. Absorbanciu vzoriek sme analyzovali pri zistenom absorpčnom maxime λ 482 nm a tiež pri literárne odporúčanom maxime t. j. λ 507 nm pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian, GB) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Merania boli realizované v troch opakovaníach.

Určenie časovej stability komplexu

Časovú stabilitu komplexu dusitanov so sledovaným činidlom sme skúmali v rozsahu 5 – 10 080 min. Zmena absorbancie bola meraná v roztoku 3 mg/L NO₂⁻, pri statických laboratórnych podmienkach (25 ± 2°C). Príprava vzoriek pred spektrofotometrickou analýzou bola realizovaná rovnako ako v časti určenia absorpčného maxima komplexu. Hodnoty absorbancie boli zisťované pri λ 482 a 507 nm. Merania boli uskutočnené v troch opakovaníach. Rovnako sme realizovali sériu skenov spektier vzoriek v rozsahu λ 200 – 800 nm pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian, GB) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Získané experimentálne dáta boli vyhodnotené pomocou programu Origin Lab Pro7.

Vplyv interferentov

Na zistenie rušivých vplyvov možných interferentov sme sledovali vplyv vybraných aniónov: Cl⁻ (forma CaCl₂), HCO₃⁻ (forma NaHCO₃), CH₃COO⁻ (forma CH₃COONH₄) a NO₃⁻ (KNO₃) v koncentráciách (0,5 mg/L; 20 mg/L; 40 mg/L), pri koncentráciách 0,5 mg/L a 3 mg/L NO₂⁻. Následná príprava vzoriek pred spektrofotometrickou analýzou bola realizovaná rovnako ako v časti určenia absorpčného maxima komplexu. Hodnoty absorbancie boli zisťované pri λ 482 a 507 nm pomocou UV-VIS spektrofotometra Cary50 (Varian,

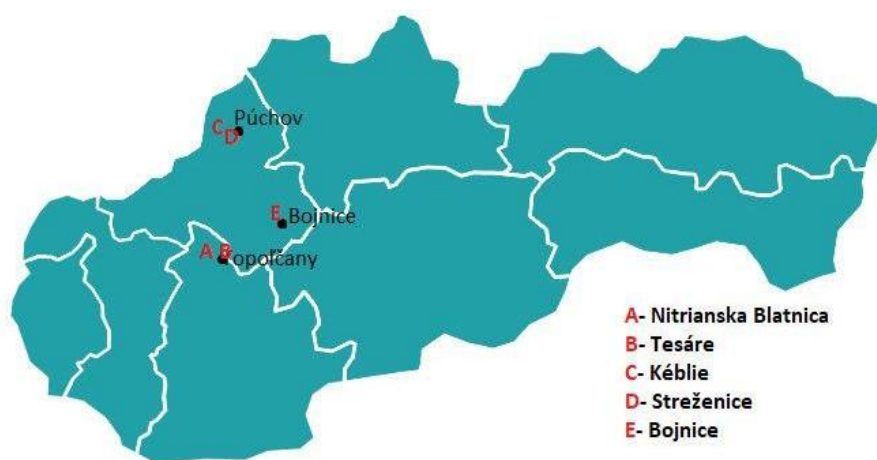
GB) s využitím zábleskovej xenónovej výbojky. Merania boli realizované v troch opakovaníach. Získané experimentálne dáta boli vyhodnotené pomocou programu Origin Lab Pro7.

Zistenie metrologických parametrov stanovenia LOD a LOQ

Na určenie medze detekcie (z angl. limit of detection *LOD*) a medze stanovenia (z angl. limit of quantification *LOQ*) sme vychádzali z rovnakej metodiky ako v prípade predchádzajúcej metódy. Na stanovenie *LOD* a *LOQ* boli merané hodnoty blanku (slepého pokusu) po úprave vzorky realizovanej rovnakým spôsobom ako v časti určenia absorpčného maxima. Hodnoty absorbancie boli zisťované pri λ 482 resp. 507 nm.

2.3 Odber reálnych vzoriek a ich analýza

Na analýzu reálnych vzoriek s potenciálnym obsahom dusitanov sme odoberali vodu z minerálnych prameňov Západoslovenského kraja (obrázok 5). Odborné miesta sú vyznačené na mapke veľkými písmenami A, B, C, D, E (pozri legendu). Vzorky spadajú do lokality Západných Karpát. Odbor bol vykonaný v mesiaci marec 2019, kedy sme vzorky vody odoberali do polyetylénových vzorkovníč s uzáverom a skladovali v chladničke (cca 4°C). Analýzu sme uskutočnili v čo najkratšom čase po odbere. Obsah dusitanov bol zistený aplikáciou oboch validovaných metód.



Obrázok 5: Odberové miesta vodných vzoriek lesných studničiek.

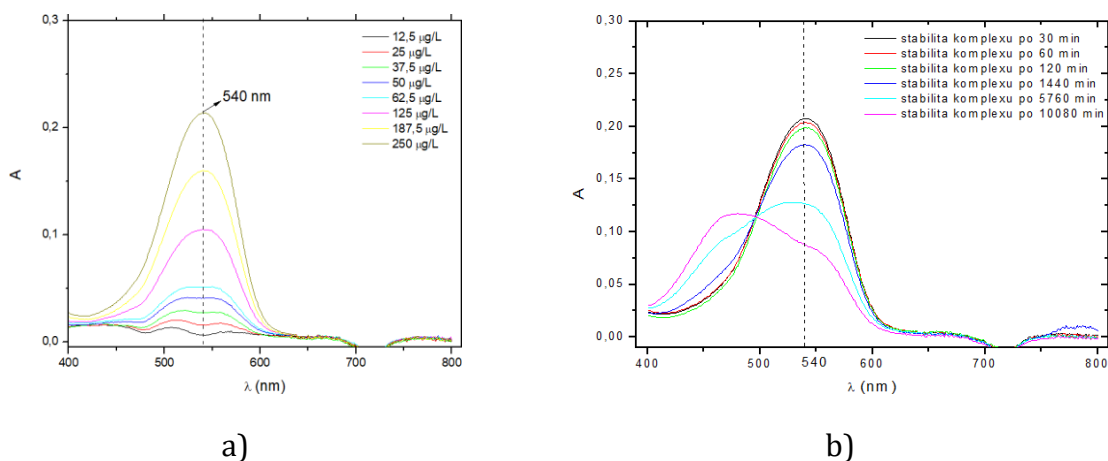
3 Výsledky a diskusia

Na stanovenie dusitanov vo vodných vzorkách existuje viacero analytických postupov v závislosti od ich koncentrácie, vplyvu matrixu, interferentov, prístrojového vybavenia a možností laboratória (Moorcroft et al., 2001). V predloženej štúdii sme sa zamerali na zistenie niekoľkých metrologických charakteristík normovanej metódy kvality vody na stanovenie dusitanov pomocou molekulárnej absorpčnej spektrofotometrickej metódy (STN EN 26777, Griess, 1879). Keďže táto metóda obsahuje aplikáciu pomerne karcino-

génneho N-(1-naftyl)-1,2-diaminoetánu ako kapling činidla, naším zámerom bolo overenie použitia publikovanej metódy s etyl-acetoacetátom ako vhodnejšej a prístupnejšej alternatívy (Sreekumar et al., 2003).

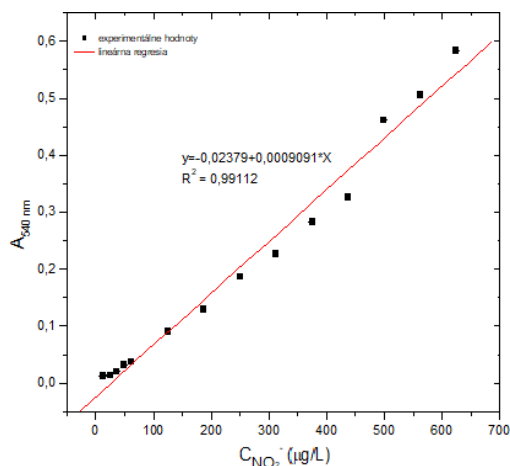
Rovnako sme realizovali porovnanie použitia metód pri stanovení dusitanov v odobraťých vzorkách vôd. Lineárny rozsah analytickej metódy nám určuje rozsah koncentrácií v ktorých je kalibračná krivka lineárna. Stanovuje, ako možno využiť uvedenú metódu či v akom intervale treba pripravovať kalibračné roztoky a v akom intervale treba pracovať, aby výsledky boli analyticky správne (Uhrovčík, 2014). Zhodnotenie linearít metódy (graf 1a) poukazuje na lepšiu aplikovateľnosť rozsahu dusitanov 25 – 437,5 $\mu\text{g/L}$ v porovnaní s 12,5 – 625 $\mu\text{g/L}$. Hodnoty koeficientov determinácie (R^2) 0,99954 a 0,99112, získaných lineárnou regresiou, potvrdili naše tvrdenia a na základe definície R^2 (čím hodnota bližšia k hodnote 1, tým vyššia linearita) poukázali na vhodnosť použitého koncentračného rozmedzia. Pre tento typ analýzy sme zistili hodnotu LOD , ktorá bola 12,80 $\mu\text{g/L}$ a hodnotu LOQ , ktorá bola 15,01 $\mu\text{g/L}$.

Stabilitu výsledného farebného komplexu sme sledovali v časovom intervale 5 – 10 080 min. Získané skeny absorpčných spektier v rozsahu 400 – 800 nm (graf 1b) poukázali na fakt, že stabilita azofarbiva sa už po 24 hodinách značne zmenila, a teda získaný komplex prejavuje značnú nestabilitu s časom, čo sme zaznamenali aj na zmene sfarbenia vzoriek. Je zrejmé, že so zvyšujúcim sa časom pravdepodobne nastáva rozklad získaného farbiva, čo vedie k zmenám v absorpčných charakteristikách a poklesu hodnoty A v absorpčnom maxime azofarbiva (540 nm).

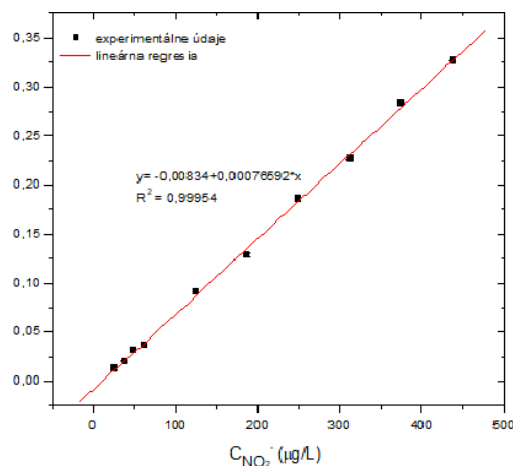


Graf 1: Absorpčné maximum roztokov dusitanov rôznych koncentrácií, pri využití metódy stanovenia dusitanov podľa Griessa (a) a časová stabilita komplexu dusitanov s koncentráciou 250 $\mu\text{g/L}$ (b).

Pri testovaní vplyvu interferentov na stanovenie dusitanov sme zistili, ako vplyvajú iné anióny, potenciálne prítomné vo vzorkách povrchových vôd, na stanovenie a teda ovplyvňujú samotný výsledok stanovenia dusitanov. Sledovali sme vplyv vybraných aniónov: Cl^- , CH_3COO^- , HCO_3^- a NO_3^- na stanovenie NO_2^- v dvoch koncentráciách 12,5 a 250 $\mu\text{g/L}$.



a)



b)

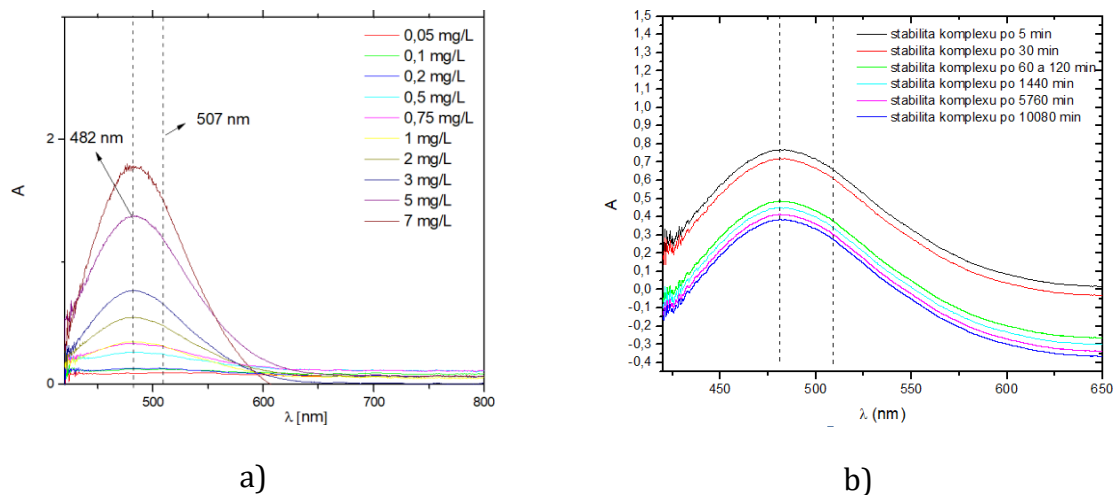
Graf 2: Lineárna regresia vzoriek s koncentráciou dusitanov v rozsahu 12,5 – 625,0 µg/L (a) a v koncentračnom rozsahu 25 – 437,5 µg/L (b) pri využití metódy stanovenia dusitanov podľa Griessa.

Najväčší vplyv na stanovenie dusitanov sme zaznamenali v prípade prítomnosti acetátového aniónu CH_3COO^- pri oboch skúmaných koncentráciách dusitanov. Prítomnosť CH_3COO^- mala v prípade nižších koncentrácií NO_2^- interferujúci vplyv $> 4 \%$ a v prípade vyšších koncentrácií $\text{NO}_2^- > 1 \%$. Najmenší vplyv na stanovenie sme zaznamenali v prípade prítomnosti dusičnanového aniónu NO_3^- , ktorý ovplyvnil stanovenie pri nižšej koncentrácii NO_2^- iba o 1,6 % a v prípade vyššej koncentrácie NO_2^- vplyv nebol zistený. Ostatné sledované anióny preukázali pozitívne vplyvy na stanovenie NO_2^- , avšak nie vyššie ako 5 %.

Podľa dostupnej technickej normy sa vplyv interferentov na samotné stanovenie pohybuje v rozmedzí 1 – 6 % pre sledované anióny. Druhá skúmaná metóda stanovenia dusitanov vo vodných vzorkách podľa Sreekumara vychádza zo základného predpokladu diazotačnej reakcie dusitanového aniónu so sulfanilamidom resp. p-nitroanilínom a následného kaplingu pomocou etylacetoacetátu. Zistenie absorpčného maxima vzniknutého azofarbiva sme realizovali v rozsahu λ 400 – 800 nm (graf 3a) s využitím vzoriek dusitanov s koncentráciou 0,05 – 7 mg/L. Vyhodnotením získaných skenov sme určili hodnoty absorpčného maxima pri vlnovej dĺžke 483 resp. 507 nm. Stanovené maximum sa približne zhoduje s výsledkami zistenými v prácach využívaných tento typ analýzy dusitanov v heterogénnych vzorkách pomocou UV/VIS spektrofotometrie (Sreekumar et al., 2003; Narayana et al., 2009).

Stabilitu výsledného farebného komplexu sme sledovali v časovom intervale 5 – 10 080 min. Získané skeny absorpčných spektier v rozsahu 400 – 600 nm (graf 3b) poukázali na fakt, že stabilita azofarbiva sa už po 60 minútach značne zmenila. Získaný komplex prejavoval značnú nestabilitu s časom, čo sme zaznamenali aj na zmene sfarbenia vzoriek. Je zrejmé, že so zvyšujúcim sa časom pravdepodobne nastáva rozklad získaného

farbiva, čo vedie k zmenám v absorpčných charakteristikách a poklesu hodnoty A v absorpčnom maxime azofarbiva, tak ako sme zaznamenali aj v predchádzajúcej metóde. Avšak v tomto prípade bol vznikajúci komplex ešte menej stabilný ako komplex azofarbiva, ktorý nám vznikol v prípade stanovenia podľa Griessa.

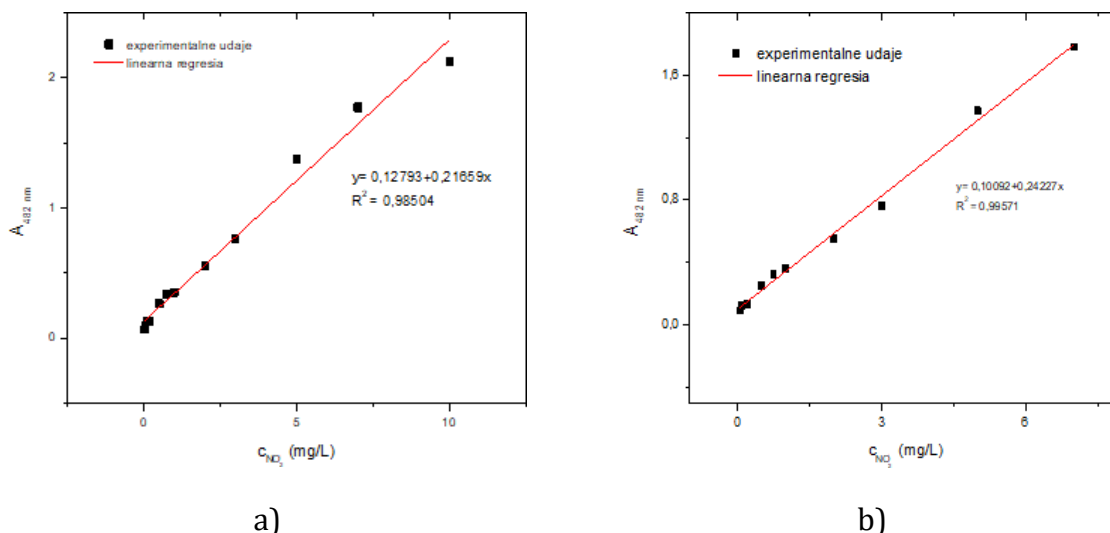


Graf 3: Absorpčné maximum roztokov dusitanov rôznych koncentrácií pri využití metódy stanovenia dusitanov podľa Sreekumara (a) a časová stabilita komplexu dusitanov s koncentráciou 3 mg/L (b).

Linearitu metódy sme určovali v rozsahu 0,025 – 10 mg/L NO_2^- (graf 4). Porovnanie koeficientov determinácie (R^2) získaných pomocou lineárnej regresie poukazuje na lepšiu aplikovateľnosť koncentračného rozsahu dusitanov 0,05 – 7 mg/L pri λ 482 nm. Hodnoty koeficientov determinácie (R^2) 0,99383 a 0,99579 získaných lineárnou regresiou potvrdili naše tvrdenia a na základe definície R^2 (čím hodnota bližšia k hodnote 1, tým vyššia linearita) poukázali na vhodnosť použitého koncentračného rozmedzia. Pre tento typ analýzy sme zistili hodnotu LOD , ktorá bola 22 $\mu\text{g/L}$ a hodnotu LOQ , ktorá predstavovala 37 $\mu\text{g/L}$.

Pri testovaní vplyvu interferentov na stanovenie dusitanov sme zistili, ako vplývajú iné anióny potenciálne prítomné vo vzorkách povrchových vôd na stanovenie a ovplyvňujú výsledok stanovenia dusitanov. Aj pri tejto metóde sme sledovali vplyv vybraných aniónov: Cl^- , CH_3COO^- , HCO_3^- a NO_3^- na stanovenie NO_2^- v dvoch koncentráciách 0,5 a 3,0 mg/L. Najväčší vplyv na stanovenie dusitanov sme zaznamenali v prípade prítomnosti acetátového aniónu CH_3COO^- a uhličitanového aniónu HCO_3^- a to pri oboch skúmaných koncentráciách dusitanov.

Prítomnosť CH_3COO^- mala v prípade nižších aj vyšších koncentrácií NO_2^- interferujúci vplyv > 4 %. Obdobný interferujúci vplyv vykazoval aj anión HCO_3^- , kedy bol taktiež > 4 %. Najmenší vplyv na stanovenie sme zaznamenali v prípade prítomnosti Cl^- aniónov. Tento anión ovplyvnil stanovenie pri nižšej koncentrácii NO_2^- o > 3 % a pri vyššej koncentrácii NO_2^- ovplyvnil stanovenie v prípade koncentrácie Cl^- 0,5 ml/L iba o 1,95 %. Ostatné sledované anióny preukázali pozitívne vplyvy na stanovenie NO_2^- , avšak nie vyššie ako 5 %, čo sa zhoduje aj so stanoveniami podľa Griessovej metódy.



Graf 4: Lineárna regresia vzoriek s koncentráciou dusitanov v rozsahu 0,025 – 10,0 mg/L (a) a v koncentračnom rozsahu 0,05 – 7,0 mg/L (b) pri využití metódy stanovenia podľa Sreekumara.

V prípade stanovenia reálnych vzoriek studničných vôd sme zistili, že takmer všetky vzorky majú obsah dusitanov pod limitnou hodnotou a tieto hodnoty sa výrazne nelíšia od hodnôt deklarovaných ich poslednými analýzami realizovanými akreditovanými laboratóriami. Vzorka B, t. j. vzorka vody z odberného miesta Tesáre, potvrdila prítomnosť desiatok NO_2^- v mg/L. Keďže podľa zdrojov sme zistili, že deklarovaná koncentrácia vody z tohto prameňa má hodnotu $\leq 0,1$ mg/L NO_2^- , môžeme usudzovať, že veľký vplyv pri stanovení mohli spôsobiť siričitany, nakoľko prameň Tesáre je siričitým prameňom. Pred vybudovaním priehrady na mieste dnešnej studničky vyvierala kyselka a prameň bol neskôr vyvedený nad hladinu.

Tabuľka 1: Stanovené koncentrácie NO_2^- vo vzorkách pitnej vody (A: Nitrianska Blatnica, B: Tesáre, C: Kéblie, D: Streženice, E: Bojnice).

	vzorka				
	A	B	C	D	E
^a koncentrácia NO_2^- (mg/L)	$0,02 \pm 0,008$	$33,80 \pm 2,2$	$0,05 \pm 0,008$	< LOD	$0,03 \pm 0,007$
^b koncentrácia NO_2^- (mg/L)	< LOD	$10,60 \pm 2,5$	$0,06 \pm 0,00$	< LOD	< LOD
^c deklarovaná koncentrácia NO_2^- (mg/L)	0,03	$\leq 0,1$	0,07	e	0,02
^d limitná koncentrácia NO_2^- (mg/L)	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$	$\leq 0,1$

^a stanovenie NO_2^- metódou podľa Griessa, ^b stanovenie NO_2^- metódou podľa Sreekumara, ^c koncentrácie NO_2^- udávané správcom vodného zdroja na základe certifikovaného merania ^d limitná koncentrácia NO_2^- podľa výnosu MP, MZ SR 608/9/04, ^e hodnota koncentrácie neznáma

4 Záver

Keďže v SR je legislatívne určená metóda stanovovania obsahu dusitanov vo vodách s pomocou molekulárnej absorpčnej spektrofotometrie (STN EN 26777) a aplikáciou pomerne karcinogénneho N-(1-naftyl)-1,2-diaminoetánu ako kapling činidla. Naším zámerom bolo overenie použitia literárne publikovanej metódy s využitím etyl-acetoacetátu ako vhodnej a prístupnej alternatívy. Obidve metódy sme vyhodnotili ako vhodné na analýzu vodných vzoriek dusitanov. V prípade stanovenia dusitanov normovanou metódou sme zistili hodnoty LOD 12,80 $\mu\text{g/L}$, LOQ 15,01 $\mu\text{g/L}$, lineárny rozsah 25 – 437,5 $\mu\text{g/L}$, absorpčné maximum získaného dusitanového komplexu pri λ 540 nm a jeho časovú stabilitu 24 hodín. Prítomnosť interferentov preukázalo signifikantný rušivý vplyv aniónov v poradí $\text{CH}_3\text{COO}^- > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$ pri koncentráciách 12,5 a 250 $\mu\text{g/L}$ NO_2^- v roztoku.

V prípade druhej metódy sme zistili hodnoty LOD 22 $\mu\text{g/L}$, LOQ 37 $\mu\text{g/L}$, lineárny rozsah 0,05 – 7 mg/L, absorpčné maximum získaného dusitanového komplexu pri λ 483 nm resp. 507 nm a jeho časovú stabilitu 60 minút. Prítomnosť interferentov preukázalo signifikantný rušivý vplyv aniónov v poradí $\text{HCO}_3^- > \text{CH}_3\text{COO}^- > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$ pri koncentrácii 0,5 mg/L NO_2^- a v poradí $\text{CH}_3\text{COO}^- > \text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$ pri koncentrácii 3,0 mg/L NO_2^- v roztoku. Analýza reálnych vzoriek (pitná voda z lesných studničiek) potvrdila využiteľnosť normovanej metódy v prípade všetkých vzoriek. Vo vzorke D (odberové miesto Streženice) bola zistená koncentrácia $< LOD$.

Stanovenie NO_2^- metódou s použitím etyl-acetoacetátu ako kapling činidla poukázalo na hodnoty $< LOD$ vo vzorkách A (odberové miesto Nitrianska Blatnica), D, E (odberové miesto Bojnice). Vzorka B (odberové miesto Tesáre) preukázala vyššie koncentrácie ako sú deklarované hodnoty v prípade oboch metód. Vo vzorke C (odberové miesto Kéblie) bola zistená hodnota koncentrácie dusitanov porovnateľná v oboch metódach, ktorá zodpovedá rovnako deklarovaným hodnotám. Zistené výsledky poukazujú na využiteľnosť testovanej metódy s etyl-acetoacetátom ako kapling činidlom pri stanovení vyšších koncentrácií dusitanov pomocou molekulárnej absorpčnej spektrofotometrie po vhodnej predúprave vzorky.

The authors gratefully acknowledge the support of Assoc. prof. Martin Pipiška at water sampling.

Literatúra

1. Boča, Roman. 2015. *Anorganická chémia*. 3. vyd. Trnava : Univerzita sv. Cyrila a Metoda, 379 s. ISBN 978-80-8105-661-1.
2. Griess, Peter. 1879. Bemerkung zu der Abhandlung der HH. Weselsky und Benedikt „ueber einige Azoverbindungen.“ In *Berichte der deutschen chemischen Gesellschaft*. Vol. 12, no. 1, pp. 426–428. ISSN 1099-0682. (<https://doi.org/10.1002/cber.187901201117>).
3. Ilavský, Ján. 2015. *Chémia vody*. Bratislava : Slovenská technická univerzita, 189 s. ISBN 978-80-227-4421-8.

4. Kameníček, Jiří – Šindelář, Zdeňek – Pastorek, Richard – Kašpárek, František. 2009. *Anorganická chemie*. 4. vyd. Olomouc : Univerzita Palackého v Olomouci, 314 s. ISBN 978-80-244-2387-6.
5. Kleinjans, Jos – Albering, Harma – Marx, Anita – Maanen, Jan – Agen, Ben – Hoor, Foppe – Swaen, Gerard – Mertens, Paul. 1991. Nitrate contamination of drinking water: evaluation of genotoxic risk in human populations. In *Environmental Health perspectives*. Vol. 94, pp. 189–193. ISSN 94-1567968.
6. Kuypers, Marcel – Marchant, Hannah – Kartal, Boran. 2018. The microbial nitrogen-cycling network. In *Nature Reviews Microbiology*. Vol. 16, pp. 263–276. ISSN 1740-1534. (<https://doi.org/10.1038/nrmicro.2018.9>).
7. Lefer, David. 2009. Emerging role of nitrite in myocardial protection In *Archives of Pharmaceutical Research*. Vol. 32, no. 8, pp. 1127–1138. ISSN 1976-3786. (<https://doi.org/10.1007/s12272-009-1804-y>).
8. Lenghartová, Katarína – Lauko, Lukáš – Beinrohr, Ernest. 2015. Analytické metódy na stanovenie dusitanov. In *Chemické listy*. Vol. 109, no. 3, pp. 191–197. ISSN 0009-2770.
9. Moorcroft, Matthew – Davis, James – Compton, Richard. 2001. Detection and determination of nitrate and nitrite: a review. In *Talanta*. Vol. 54, no. 5, pp. 785–803. ISSN 0039-9140.
10. Narayana, Badiadka – Sunil, Kenchaiah. 2009. A spectrophotometric method for the determination of nitrite and nitrate. In *Eurasian Journal of Analytical Chemistry*. Vol. 4, no. 2, pp. 204–214. ISSN 1306-3057.
11. Predpis č. 354/2006 Z. z. *Nariadenie vlády SR, ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú pre ľudskú spotrebu a kontrolu kvality vody určenej na ľudskú spotrebu, čiastka 124/2006*.
12. Sreekumar, Noel – Narayana, Badiadka – Hegde, Pol – Manjunatha, Busnur – Sarojini, Balladka. 2003. Determination of nitrite by simple diazotization method. In *Microchemical Journal*. Vol. 74, no. 1, pp. 27–32. ISSN 0026-265X. ([https://doi.org/10.1016/S0026-265X\(02\)00093-0](https://doi.org/10.1016/S0026-265X(02)00093-0)).
13. STN EN 26777 (75 7438) *Kvalita vody – Stanovenie dusitanov molekulárnou absorpčnou spektrofotometrickou metódou, 01.1993*.
14. Uhrovčík, Jozef. 2014. Strategy for determination of LOD and LOQ values – some basic aspects. In *Talanta*. Vol. 119, pp. 178–180. ISSN 0039-9140. (<https://doi.org/10.1016/j.talanta.2013.10.061>).
15. ÚVZ SR, *Výsledky analýz – svetový deň vody 2019* [online]. 2019 [cit. 2019-04-5]. Dostupné na internete: (<http://www.uvzs.sk/index.php>).
16. Vyhláška č. 247/2017 Z. z. – *vyhláška Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky, ktorou sa ustanovujú podrobnosti o kvalite pitnej vody, kontrole kvality pitnej vody, programe monitorovania a manažmente rizík pri zásobovaní pitnou vodou*.

Kontakt

RNDr. Vladimír Frišták, PhD.

Katedra chémie, Pedagogická fakulta, Trnavská univerzita v Trnave
Priemyselná 4, P. O. BOX 9, 918 43 Trnava
vladimir.fristak@truni.sk

Sieťokrídlovce (Neuroptera) Strážovských vrchov (Slovensko) – časť 3. Timoradza, Ľutov, Uhrovské Podhradie-Rokoš

Neuropterans (Neuroptera) of Strážovské vrchy Mts (Slovakia) – part 3. Timoradza, Ľutov, Uhrovské Podhradie-Rokoš

Vidlička Ľubomír

Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava

Abstract: A research of Neuroptera was carried out in four localities of the south-western part in Strážovské vrchy Mts. In total 747 individuals belonging to 42 species and 5 families were collected using Malaise traps during vegetation seasons 2008 and 2009. Six species (*Coniopteryx drammonti*, *Coniopteryx renate*, *Coniopteryx arcuata*, *Symphorobius klapaleki*, *Helicoconis pseudolutea* and *Mantispa styriaca*) occurs rare in Slovakia. Species *Semidalis aleyrodiformis* and males of *Coniopteryx arcuata* had a threemodal and *Helicoconis pseudolutea* had a bimodal seasonal flight activity in the Ľutov (NR Ľútovský Drieňovec).

Keywords: lacewings, faunistics, fly activity.

1 Úvod

Podrobný výskum neuropterofauny južnej časti Strážovských vrchov prebieha od roku 2004. Prvé, čiastkové výsledky boli publikované v práci Majzlana (2006) – lokality Dúbravy (NPR Rokoš), Karolintál (Žitná-Radiša) a Čierna Lehota. Neskôr bolo zverejnené podrobné spracovanie viacerých lokalít sledovaných v rokoch 2004 – 2008 – Nitrianske Rudno (Biele skaly), Podlužany (PR Ľútovský Drieňovec), Dolné Vestenice – Vidlička (2009, 2010). V predloženej práci sú zachytené ďalšie výsledky faunistického výskumu z rokov 2008 – 2009.

2 Materiál a metódy

Výskum sieťokrídlovcov (Neuroptera) bol robený s pomocou Malaiseho pascí na štyroch lokalitách v južnej časti Strážovských vrchov v rokoch 2008 a 2009. V roku 2008 bola skúmaná lokalita v chotári obce Timoradza v tesnej blízkosti PR Smradľavý vrch – na náprotivnom svahu (obrázky 1a, 1b, 2). Malaiseho pasca bola umiestnená v presvetlenej časti prevažne borovicového lesa s prímiesou buku. V roku 2009 boli na výskum použité ďalšie tri Malaiseho pasce. Dve pasce boli v chotári obce Ľutov a jedna v Uhrovskom Podhradí (PR Rokoš). Umiestnenie všetkých pascí je znázornené na obrázku 2. Bližšie charakteristiky sú uvedené v tabuľke 1 a pasce a biotopy sú zobrazené na obrázku 1 a – h.

Pasce boli vyberané v jedno až dvojtýždňových intervaloch. Nazberaný materiál bol uskladňovaný v 75 % etylalkohole. Na determináciu materiálu bola použitá práca Aspöck et al. (1980). Nomenklatúra a radenie druhov bolo použité podľa Aspöcka et al. (2001) a Jedličku et al. (2004).

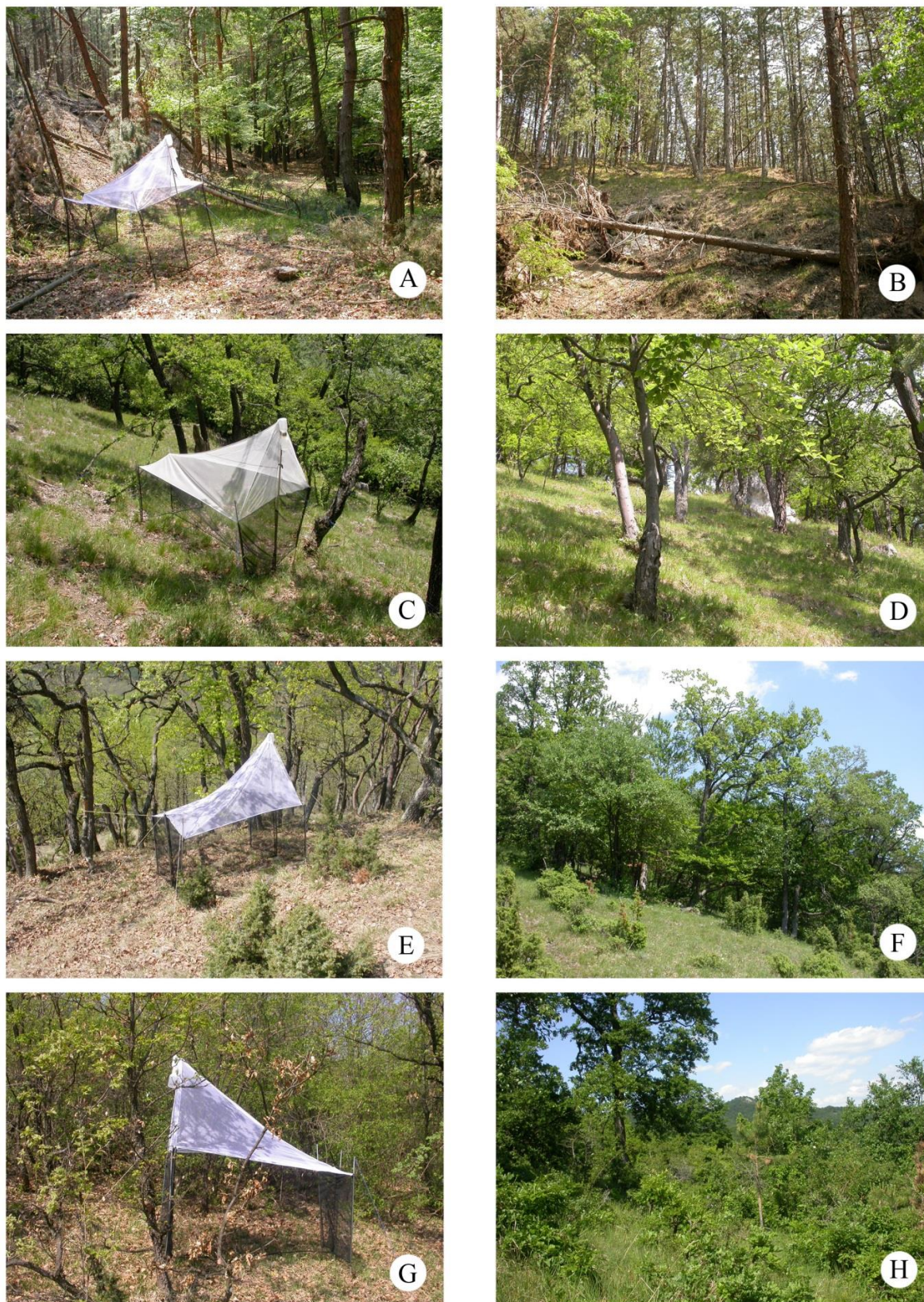
Tabuľka 1: Umiestnenie Malaiseho pascí a doba ich expozície.

Názov lokality	Expozičná doba	Dni	Typ lokality	Nadm. výška (m)	Koordináty
Timoradza	15. V. – 10. X. 2008	148	svetlina v borovicovom lese	360	48°49'32"S 18°15'21"V
Ľutov – Quercetum	16. IV. – 8. X. 2009	176	malá lúčka v riedkom dubovom poraste	486	48°47'49"S 18°17'22"V
Ľutov – Xerotherm	16. IV. – 8. X. 2009	176	okraj xerothermnej lúky pri riedkom dubovom poraste	503	48°48'09"S 18°17'13"V
PR Rokoš – Behúľova	1. V. – 8. X. 2009	161	xerothermná lúka v riedkom dubovom lese	569	48°46'13"S 18°24'34"V

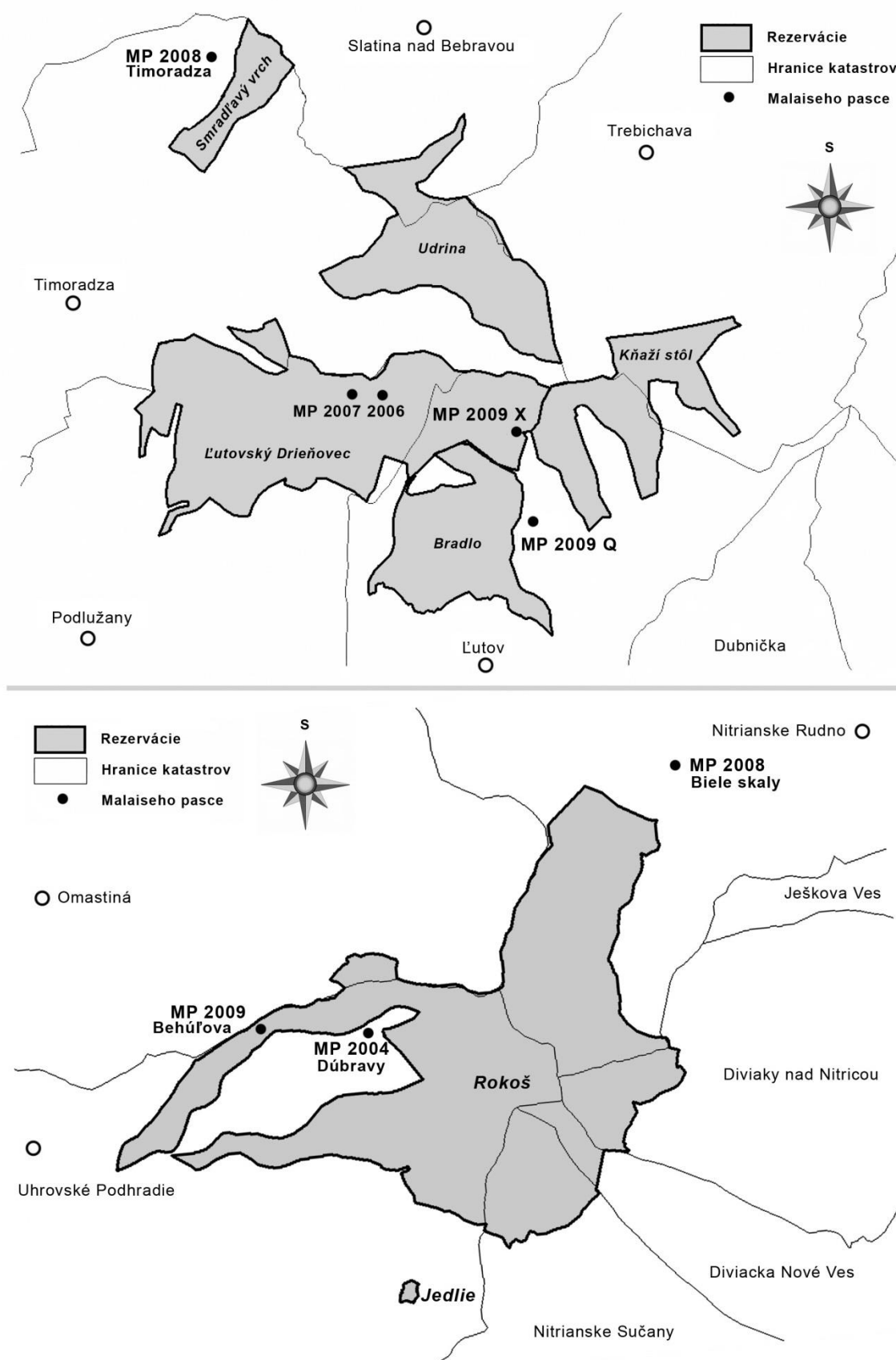
3 Výsledky a diskusia

Nazberané sieťokrídlovce (Neuroptera) pochádzajú zo štyroch rôznych lokalít. Celkovo bolo zaznamenaných 747 jedincov z 42 druhov, čo predstavuje veľmi bohatý materiál. Avšak na jednotlivých sledovaných lokalitách bolo zistené veľmi rozdielne početné a druhové zastúpenie (tabuľka 2).

Najmenšie druhové spektrum (9 druhov) bolo zistené v Timoradzi v borovicovom lese na svahu oproti PR Smradľavý vrch. Tri zo zistených druhov (*Dichochrysa flavifrons*, *Hemerobius stigma* a *Micromus paganus*) sme zo všetkých skúmaných lokalít zaznamenali len tu. Larvy druhu *Hemerobius stigma* sú viazané na ihličnaté dreviny so silnou preferenciou borovice, preto nebol tento druh zachytený na iných lokalitách. *Dichochrysa flavifrons* sa vyskytuje prevažne na listnatých drevinách a kroch, menej na ihličnanoch, *Micromus paganus* je druhom listnatých krov a nízkej vegetácie. Oba boli na tejto lokalite zachytené iba v jednom exemplári, takže ich výskyt na ostatných lokalitách v nízkej početnosti je pravdepodobný.



Obrázok 1: Umiestnenie Malaiseho pascí a vzhľad skúmaných biotopov. A, B – Timoradza; C, D – Uhrovské Podhradie – NPR Rokoš – Behúľova; E, F – Lútov – Quercetum; G, H – Lútov – Xerotherm (foto Ľ. Vidlička).



Obrázok 2: Umiestnenie Malaiseho pascí počas výskumu v Strážovských vrchoch v rokoch 2004 – 2009.

Kvantitatívne i druhovo najpočetnejšie boli sieťokrídlovce zastúpené na lokalite Ľutov – Xerotherm, na východnom okraji PR Ľutovský Drieňovec. Celkovo 32 zaznamenaných druhov radí túto lokalitu medzi veľmi významné. Podobne ako pred pár rokmi na neďalekej lokalite v PR Ľutovský Drieňovec (v rokoch 2006 – 2007) aj na tejto lokalite bol eudominantným a najpočetnejším druhom *Coniopteryx arcuata* (Vidlička 2010). Zistené boli aj druhy *Coniopteryx drammonti* a *Coniopteryx renate*, ktoré boli tiež nedávno zaznamenané ako nové druhy pre Slovensko (Vidlička, 2009, 2010). Druh *Helicoconis pseudolutea* bol kedysi pokladaný za vzácny druh. Ukazuje sa, že na viacerých lokalitách v Strážovských vrchoch má eudominantný alebo dominantný výskyt a je omnoho bežnejší ako príbuzný druh *Helicoconis lutea*. Zaznamenaný bol na oboch lokalitách v chotári obce Ľutov a tiež na Rokoši – Behúľovej. V minulosti sme ho zaznamenali hojne aj na lokalite Rokoš – Biele skaly (Vidlička, 2009). Zo vzácných druhov treba poukázať na ojedinelý výskyt jedincov z druhov *Symphherobius klapaleki*, *Psectra diptera*, *Parasemidalis fuscipennis* a *Mantispa styriaca*.

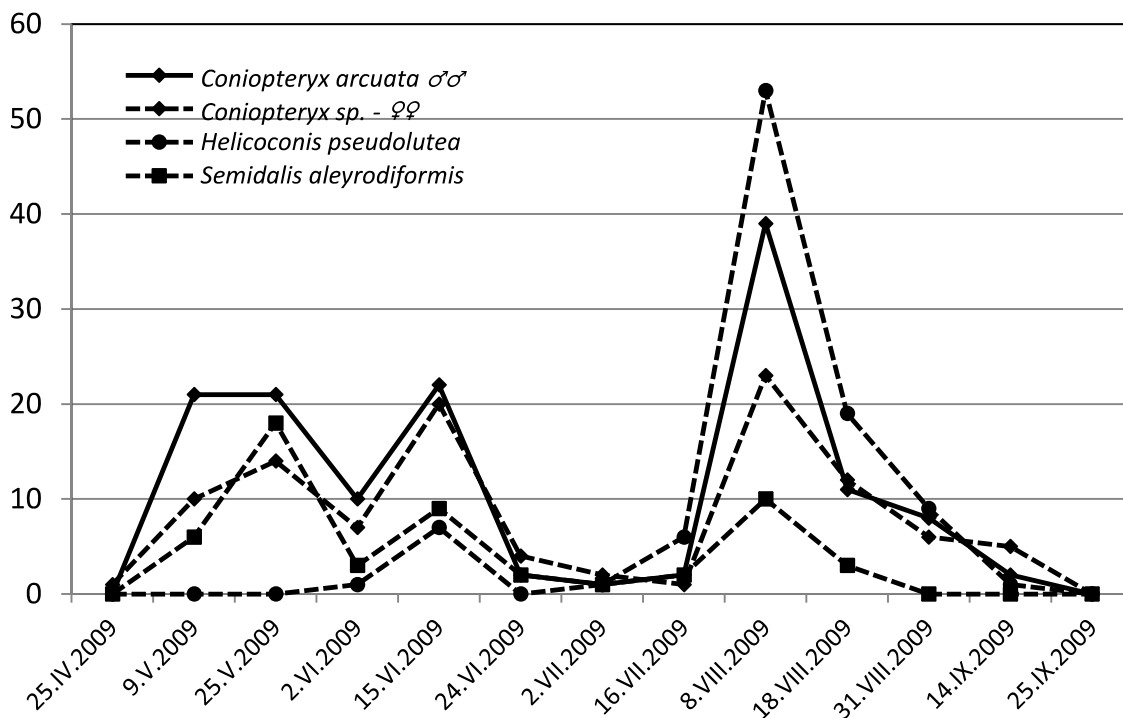
Lokalita Ľutov – Quercetum mala podobný charakter ako predchádzajúca lokalita, ale bola poznatelne uzavretejšia riedkym dubovým lesom a nízkymi krovínami. Na druhovej skladbe sieťokrídlovcov sa to silne odzrkadlilo. Zistením iba 12 druhov patrí skôr veľmi chudobným lokalitám. Napriek tomu sme tu zistili výskyt niekoľkých zvyčajne hojných druhov, ktoré sme ale nezaznamenali na predchádzajúcej lokalite – *Hemerobius humulinus*, *Micromus variegatus*, *Coniopteryx esbenpeterseni*.

Lokalita Rokoš bola v roku 2004 študovaná v časti Dúbravy (Majzlan, 2006, Vidlička 2010) a v roku 2008 v severnej časti nazývanej Biele skaly (Vidlička, 2009). Na lokalite Biele skaly bolo zachytených 38 druhov sieťokrídlovcov a v Dúbravách 19 druhov. Lokalita Behúľova predstavuje skôr západnú časť Rokoša. Zaznamenali sme tu výskyt iba 24 druhov. Avšak päť z nich (*Symphherobius pygmaeus*, *Symphherobius fuscescens*, *Aleuopteryx loewii*, *Coniopteryx arcuata*, *Parasemidalis fuscipennis*) sme na Bielych skalách ani v Dúbravách nezaznamenali. Spolu s piatimi druhmi zistenými zatiaľ iba v Dúbravách (*Osmylus fulvicephalus*, *Chrysopa perla*, *Hemerobius lutescens*, *Micromus lanosus*, *Helicoconis lutea*) teda zatiaľ evidujeme v masíve Rokoša výskyt 48 druhov sieťokrídlovcov.

Nazberané množstvá niektorých druhov z čeľade Coniopterygidae umožňujú vyhodnotiť ich letovú aktivitu (na lokalite Ľutov – Xerotherm). Samčekovia druhu *Coniopteryx arcuata* mali tri vrcholy aktivity – koniec mája, polovica júna a najvyšší na začiatku augusta 2009 (graf 3). Prakticky zhodný priebeh vykazujú samičky rodu *Coniopteryx*, ktoré neboli určované do druhu, ale je predpoklad, že väčšina z nich patrí k na tejto lokalite dominantnému druhu *C. arcuata*. Takmer zhodný priebeh letovej aktivity sme zaznamenali u tohto druhu v PR Ľutovský Drieňovec aj v roku 2006 (Vidlička 2010). Trojvrcholovú krivku letovej aktivity vykazuje aj *Semidalis aleyrodiformis*, ale u tohto druhu bola zaznamenaná najvyššia aktivita koncom mája (graf 3). Druh *Helicoconis pseudolutea* vykazuje dva vrcholy letovej aktivity – menší v prvej polovici júna a výrazne väčší na začiatku augusta (graf 3).

Tabuľka 2: Zoznam a abundancia druhov sieťokrídlovcov zaznamenaných s pomocou Malaiseho pascí na lokalitách Timoradza, Ľutov a Rokoš-Behúľova.

Strážovské vrchy	Timoradza 2008	Ľutov Xerotherm 2009	Ľutov Quercetum 2009	Rokoš Behúľova 2009	Spolu
Chrysopidae Schneider, 1851					
<i>Hypochrysa elegans</i> (Burmeister, 1839)		5		1	6
<i>Nineta flava</i> (Scopoli, 1763)		1			1
<i>Chrysopa dorsalis</i> Burmeister, 1839		2			2
<i>Chrysopa viridana</i> Schneider, 1845		1			1
<i>Dichochrysa flavifrons</i> (Brauer, 1850)	1				1
<i>Dichochrysa prasina</i> (Burmeister, 1839)	1	1	3	4	9
<i>Peyerimhoffina gracilis</i> (Schneider, 1851)				1	1
<i>Chrysoperla carnea</i> (Stephens, 1836)		3	2		5
Hemerobiidae Latreille, 1802					
<i>Hemerobius humulinus</i> Linnaeus, 1758	14		6	2	22
<i>Hemerobius stigma</i> Stephens, 1836	2				2
<i>Hemerobius pini</i> Stephens, 1836		6			6
<i>Hemerobius nitidulus</i> Fabricius, 1777	3	10		6	19
<i>Hemerobius micans</i> Olivier, 1792	2	2			4
<i>Hemerobius gilvus</i> Stein, 1836		15	2	10	27
<i>Sympherobius pygmaeus</i> (Rambur, 1842)		12	1	13	26
<i>Sympherobius elegans</i> (Stephens, 1836)		4		2	6
<i>Sympherobius fuscescens</i> (Wallengren, 1863)		1		2	3
<i>Sympherobius pellucidus</i> (Walker, 1853)				1	1
<i>Sympherobius klapaleki</i> Zelený, 1963		1			1
<i>Megalomus tortricoides</i> Rambur, 1842				3	3
<i>Psectra diptera</i> (Burmeister, 1839)		1			1
<i>Drepanopteryx phalaenoides</i> (Linnaeus, 1758)		1		1	2
<i>Micromus variegatus</i> (Fabricius, 1793)			1	2	3
<i>Micromus angulatus</i> (Stephens, 1836)		1			1
<i>Micromus paganus</i> (Linnaeus, 1767)	1				1
Coniopterygidae Burmeister, 1839					
<i>Aleuropteryx loewii</i> Klapálek, 1894		1		2	3
<i>Helicoconis pseudolutea</i> Ohm, 1965		97	2	77	176
<i>Coniopteryx borealis</i> Tjeder, 1930		1			1
<i>Coniopteryx pygmaea</i> Enderlein, 1906		2		1	3
<i>Coniopteryx tineiformis</i> Curtis, 1834		4	1	2	7
<i>Coniopteryx drammonti</i> Rousset, 1964		3		1	4
<i>Coniopteryx renate</i> Rausch & Aspöck, 1977		1			1
<i>Coniopteryx esbenpeterseni</i> Tjeder, 1930			4	2	6
<i>Coniopteryx arcuata</i> Kis, 1965		139	5	5	149
<i>Coniopteryx lentiae</i> Aspöck et Aspöck, 1964		2			2
<i>Coniopteryx</i> sp. (♀♀)		105	19	20	144
<i>Parasemidalis fuscipennis</i> (Reuter, 1894)		4		1	5
<i>Semidalis aleyrodiformis</i> (Stephens, 1836)	2	54	9	12	77
Mantispidae Leach, 1815					
<i>Mantispa styriaca</i> (Poda, 1761)		2			2
Myrmeleontidae Latreille, 1802					
<i>Myrmeleon formicarius</i> Linnaeus, 1767	1	1	1	2	5
<i>Euroleon nostras</i> (Geoffroy, 1785)				6	6
<i>Distoleon tetragrammicus</i> (Fabricius, 1798)		2			2
Spolu jedincov	27	485	56	179	747
Spolu druhov	9	32	12	24	42



Graf 1: Letová aktivita druhov *Helicoconis pseudolutea*, *Semidalis aleyrodiformis* a samčekov druhu *Coniopteryx arcuata* (+ samiček z rodu *Coniopteryx*) na lokalite Ľutov – Xerotherm v roku 2009.

4 Záver

Počas výskumu na štyroch lokalitách v južnej časti Strážovských vrchov v rokoch 2008 – 2009 bolo zaznamenaných 42 druhov sieťokrídlovcov. Z okolia Smradľavého vrchu v chotári Timoradze bolo zistených 9 druhov, z dvoch lokalít v chotári Ľutova 32 druhov a so západnej časti Rokoša 24 druhov. So vzácných druhov sa vyskytli *Coniopteryx dramonti*, *Coniopteryx renate*, *Coniopteryx arcuata*, *Symphorobius klapaleki*, *Helicoconis pseudolutea* a *Mantispa styriaca*.

Letová aktivita druhov *Coniopteryx arcuata* a *Semidalis aleyrodiformis* bola trojvrcholová, u druhu *Helicoconis pseudolutea* bola dvojvrcholová.

Práca vznikla s podporou výskumných projektov VEGA 2/0167/09 a VEGA 2/139/17.

Literatúra

1. Aspöck, H. – Aspöck, U. – Hölzel, H. *Die Neuropteren Europas I., II.* Goecke and Evers, Krefeld, 1980, 495+355 pp.
2. Aspöck, H. – Hölzel, H. – Aspöck, U. *Kommentierter Katalog der Neuropterida (Insecta: Raphidioptera, Megaloptera, Neuroptera) der Weatpaläarkt.* Denisia, 2001, 2: 1–606.
3. Jedlička, L. – Ševčík, J. – Vidlička, L. Checklist of Neuroptera of Slovakia and the Czech Republic. *Biologia*, Bratislava, 2004, 59(Suppl. 15): 59–67.
4. Majzlan, O. Chosen species of insects (Coleoptera, Lepidoptera, Neuroptera) occurring in southern part of the Strážovské vrchy Mts. *Rosalia*, 2006, 18: 179–206. (In Slovak)

5. Vidlička, L. Siet'okřídlovce (Neuroptera) komplexu Rokoša (Strážovské vrchy). *Rosalia*, 2009, 20: 59–62.
6. Vidlička, L. Siet'okřídlovce (Neuroptera) Strážovských vrchov (Slovensko) – časť 1. Podlužany (PR Lútovský Drieňovec) a Dolné Vestenice. *Natura Tutela*, 2010, 14(1): 37–43.

Kontakt

doc. RNDr. Ľubomír Vidlička, CSc.

Ústav zoológie SAV

Dúbravská cesta 9

845 06 Bratislava

lubomir.vidlicka@savba.sk