

ISSN 1336-300X



Acta Facultatis Ecologiae



FAKULTA EKOLÓGIE
A ENVIRONMENTALISTIKY

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 44
2021 – 1

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE / ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

MIKOLÁŠ, P., JAKUBEC, B. & SCHWARZ, M.

POTENCIÁL VODNÝCH A MOKRAĎOVÝCH BIOTOPOV V POVODÍ RIEKY RAJČANKY Z POHLEDU VÝSKYTU
OBOŽIVELNÍKOV A MOŽNOSTÍ ICH REPRODUKČIE
POTENTIAL OF AQUATIC AND WETLAND HABITATS IN THE RIVER BASIN OF RAJČANKA
FROM THE PERSPECTIVE OF AMPHIBIANS AND THEIR REPRODUCTIVE OPTIONS 7

PREPILKOVÁ, V., SCHWARZ, M. & PERHÁČOVÁ, Z.

ANALÝZA ENVIRONMENTÁLNYCH VPLYVOV BANSKÝCH VŮD V OBLASTI
STREDOSLOVENSKÝCH NEOVULKANITOV
ANALYSIS OF ENVIRONMENTAL IMPACTS OF MINE WATER IN THE AREA
OF CENTRAL SLOVAK NEOVOLCANITES..... 17

PREHEADOVÉ PRÁCE – REVIEWS

JANTO, A.

ZÁKLADNÉ DRUHY A ICH VÝZNAM V SLADKOVODNÝCH EKOSYSTÉMOCH
FOUNDATION SPECIES AND THEIR IMPORTANCE IN FRESHWATER ECOSYSTEM..... 25

INŠTRUKCIE AUTOROM PRE PUBLIKOVANIE V ACTA FACULTATIS ECOLOGIAE

Acta Facultatis Ecologiae je vedecký časopis Fakulty ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, ktorý vychádza ako periodikum a od roku 2007 je členený na dve sekcie: ekologickú a environmentálnu. Uverejňuje **pôvodné** recenzované vedecké práce tematicky zamerané v **sekcii Ekológia** na krajinnú ekológiu, krajinné plánovanie a tvorbu krajiny, ekológiu populácií a v **environmentálnej sekcii** na problematiku antropogénnych vplyvov na prostredie, ako aj filozofické aspekty vzťahov človeka a prírody. Okrem **vedeckých prác** je v časopise možné publikovať teoretické a syntetické práce, **Prehľadové články (reviews)** a **Recenzie** knižných publikácií z uvedených oblastí.

Príspevky na uverejnenie schvaľuje redakčná rada, ktorá zároveň určuje recenzentov príspevkov. Recenzent zhodnotí obsah práce, jej prínos a formálne náležitosti a odporúča príspevok na publikovanie. V prípade nesúhlasu autora s posudkom recenzenta rozhoduje o uverejnení príspevku redakčná rada.

Všeobecné pokyny

1. Príspevok musí byť svojim zameraním **v súlade s obsahovým zameraním časopisu**.
2. Vedecký príspevok musí byť **pôvodnou prácou**, t.j. nesmie byť publikovaný alebo zaslaný na publikovanie do inej redakcie. Za pôvodnosť práce i za vecnú správnosť zodpovedá autor.
3. Cieľ práce má byť jasne formulovaný. Príspevok má tvoriť ucelený, logicky usporiadaný prehľad nových pôvodných poznatkov a ich kritické hodnotenie s konkrétnymi závermi.
4. Experimentálny alebo teoretický prístup má byť primeraný. Pracovný postup má byť opísaný spôsobom, umožňujúcim jeho reprodukciu. Experimentálne údaje majú byť stanovené so spoľahlivosťou zodpovedajúcou súčasnej technike a majú byť správne interpretované.
5. Rozsah práce má zodpovedať jej vedeckému prínosu a **nemal by prekročiť 15 strán A4** napísaných v textovom editore podľa predlohy, vrátane tabuliek a grafov. Ilustrácie a tabuľky majú byť úsporné a výstižné, pričom rovnaké údaje nemožno uvádzať duplicitne v oboch formách.
6. **Príspevok** môže byť napísaný v slovenskom, českom alebo v anglickom jazyku. Za úroveň jazyka zodpovedá autor. **Abstrakt** sa uvádza vždy v anglickom jazyku. **Súhrn** je uvedený v slovenskom jazyku, len ak je celý príspevok napísaný v anglickom jazyku.

Rukopis príspevku ako i konečná verzia príspevku (t.j. rukopis po recenznom a redakčnom pripomienkovaní a následnom spracovaní pripomienok autorom) musia byť zaslané v tlačenej forme a zároveň doručené v elektronickej podobe, resp. zaslané e-mailom na journalafezv@gmail.com, resp. výkonným alebo technickým redaktorom príslušnej sekcie (viď. web stránku http://www.tuzvo.sk/sk/organizacna_struktura/fakulta_ekologie_a_environmentalistiky/veda_a_vyskum/acta_facultatis_ecologiae/acta_facultatis_ecologiae.html)

Termín dodania rukopisov je 31. január a 15. júl príslušného roku.

Recenzie je možné zasielať priebežne. Publikované budú v najbližšom čísle časopisu.

Acta Facultatis Ecologiae

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 44
2021

Editorial Board

Editor-in-Chief
Marián Schwarz

Vice-Editor-in-Chief
Dagmar Samešová

Executive Editor
Andrea Diviaková – Ecological Section
Andrea Zacharová – Environmental Section

Technical Editors
Anna Ďuricová, Miroslav Vanek

Members

Magdaléna Bálintová, Barbara Białecka, Ján Gáper, František Hnilička, László Miklós,
Volodymyr Nykyforov, Branislav Olah, Peter Ondrišík,
Andrej Oriňák, František Petrovič, Magdaléna Pichlerová, Artur Radecki-Pawlik, Tamás Rétfalvi,
Dagmar Samešová, Branko Slobodník, Slavomír Stašiov,
Jaroslava Vrábliková, Michal Wieszik

List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 44

Helena Hybská, Marián Schwarz, Andrea Zacharová

© Technická univerzita vo Zvolene

ISSN 1336-300X

Všetky práva vyhradené. Nijaká časť textu ani ilustrácie nemôžu byť použité na ďalšie šírenie akoukoľvek formou bez predchádzajúceho súhlasu autorov alebo vydavateľa.

OBSAH / CONTENT

PŮVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE / ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

MIKOLÁŠ, P., JAKUBEC, B. & SCHWARZ, M.

Potenciál vodných a mokraďových biotopov v povodí rieky Rajčanky z pohľadu výskytu obojživelníkov a možností ich reprodukcie
Potential of aquatic and wetland habitats in the river basin of Rajčanka from the perspective of amphibians and their reproductive options..... 7

PREPILKOVÁ, V., SCHWARZ, M. & PERHÁČOVÁ, Z.

Analýza environmentálnych vplyvov banských vôd v oblasti stredoslovenských neovulkanitov
Analysis of environmental impacts of mine water in the area of Central Slovak neovolcanites 17

PREHEADOVÉ PRÁCE – REVIEWS

JANTO, A.

Základné druhy a ich význam v sladkovodných ekosystémoch
Foundation species and their importance in freshwater ecosystem 25

PÔVODNÉ VEDECKÉ PRÁCE
ORIGINAL SCIENTIFIC ARTICLES

POTENCIÁL VODNÝCH A MOKRAĎOVÝCH BIOTOPOV V POVODÍ RIEKY RAJČANKY Z POHĽADU VÝSKYTU OBOJŽIVELNÍKOV A MOŽNOSTÍ ICH REPRODUKČIE

PETER MIKOLÁŠ^{1,2}, BRUNO JAKUBEC³, MARIÁN SCHWARZ¹

¹Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, Zvolen, SK-960 01, email: peter.mikolas44@gmail.com

²HBH Projekt spol. s r.o., Útvar ateliéru ekológie, Kapitulská 12, Banská Bystrica, 974 01

³Katedra plánovania a tvorby krajiny, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, Zvolen, SK-960 01

ABSTRACT

Mikoláš P., Jakubec B., Schwarz M.: **Potential of aquatic and wetland habitats in the river basin of Rajčanka from the perspective of amphibians and their reproductive options**

This work is dealing with quality assessment of wetland habitats in Rajecká valley and their vulnerability from the perspective of amphibians. Aim of this study was to analyze reproductive habitat, to map barrier and risk elements for amphibians, and assess their impact on the quality of aquatic habitats. Field research was conducted in the years 2012–2013 when it was found 19 aquatic habitats and 10 species of amphibians (*Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Bombina variegata*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus cristatus*, *Ichthyosaura alpestris*, *Salamandra salamandra*). *Bufo bufo* and *Rana temporaria* were the most frequent and abundant species. On the other hand, the rarest species were *Triturus cristatus* and *Rana dalmatina*. 11 sites were classified as very highly significant habitats, seven sites as the most threatened habitats. Sites were mainly under the pressure of eutrophication, drought, traffic, filling, and isolation. Endangerment of reproductive habitat and mutual isolation creates a need for protection and management of existing wetlands and building of new artificial reproductive habitats for amphibians.

Key words: Amphibians, biodiversity, reproduction, land use, endangerment

ÚVOD

Obojživelníky na území Slovenskej republiky patria medzi najohrozenejšie skupiny živočíchov (LIESKOVSKÁ, HERICOVÁ 2019). Podľa POLÁKA, SAXU (2005) sú vodné ekosystémy zaradené medzi najzraniteľnejšie. Na území Slovenska boli mokrade ovplyvňované odvodňovaním, reguláciou vodných tokov, znečisťovaním, prípadne zarybnením. Odvodnenie pomerne rozsiahlej časti územia v rámci Slovenska neobišlo ani oblasť Rajeckej kotliny a jej okolia (MIKLÓS et al. 2002, KRISTINÍK et al. 2008). Vysušenie mokradí priamo ovplyvňuje populácie obojživelníkov odstránením reprodukčných lokalít, čo zvyšuje regionálnu pravdepodobnosť extinkcie (CORN 1993). Za príčiny úbytkov týchto zvierat boli v minulosti ďalej považované napríklad aj vplyv urbanizácie, chemizácia poľnohospodárstva alebo lesníctva

(BARUŠ 1992). Mnohé z týchto vplyvov však pretrvávajú dodnes (GRANT et al. 2016, GREEN et al. 2020).

Veľký vplyv na výskyt a abundanciu obojživelníkov má využívanie krajiny, resp. zloženie krajinej štruktúry (BRUM et al. 2013). Odlesňovanie môže mať na populácie obojživelníkov rýchly a rozsiahly dopad (ASH 1988). V zahraničí napríklad ťažba dreva holorubným spôsobom znížila v Južných Apalačských vrchoch populáciu salamandier až o 9% (PETRANKA, ELDRIDGE, HALEY 1993). Znížiť populácie obojživelníkov môže aj zmena terestrických a akvatických biotopov na sídelné a rozvojové zóny (DELIS, MUSHINSKY, MC COY 1996). V prípade absencie zmierňujúcich opatrení sa môžu neprekonateľnými bariérami stať aj líniové stavby. Tie, pokiaľ nie sú opatrené priepustnými prvkami, môžu zamedziť migrácii a šíreniu druhov (ZAVADIL, ROZÍNEK, KEROUŠ

2005). Populácie obojživelníkov majú zväčša metapopulačnú štruktúru, čiže pri dlhodobo izolovaných populáciách dochádza ku strate genetickej diverzity (MARSH, TRENHAM 2001). Z líniových stavieb sú príčinou vysokej mortality týchto zvierat napríklad cesty (EHMANN, COGERR 1985; FAHRIG et al. 1995), čo je už v súčasnosti zohľadňované pri ich plánovaní a výstavbe.

Oblasť Rajeckej kotliny a jej okolia je z pohľadu výskumu obojživelníkov pomerne málo systematicky preskúmaná. Obojživelníkmi v povodí rieky Rajčanky sa zaoberali napríklad HATAŁA et al. (2011) v rámci monitoringu týchto živočíchov v územnej pôsobnosti Správy národného parku Malá Fatra. Lokality s výskytom obojživelníkov Šujské rašelinisko alebo lom v Lietavskej Lúčke boli evidované napríklad v rámci aktualizácie prvkov ÚSES okresov Žilina, Bytča a Kysucké Nové Mesto (KRÁLÍK et al. 2006). Oblasť Šujského rašeliniska, ktorá bola v roku 1983 vyhlásená prírodnou rezerváciou, sa obojživelníkom v rámci faunistického prieskumu venovali aj BITUŠÍK, BITUŠÍK (1995). Neskôr bolo toto rašelinisko v roku 2004 zaradené do národného zoznamu navrhovaných území európskeho významu ako SKUEV0255 Šujské rašelinisko, v ktorom jedným z predmetov ochrany je aj žaba kunka žltobruchá (*Bombina variegata*) (MŽP SR 2004). Kunka žltobruchá je zároveň predmetom ochrany ďalšieho územia európskeho významu v povodí rieky Rajčanky a to SKUEV0885 Meandre Rajčanky (MŽP SR 2017). Výskyty obojživelníkov v oblasti Rajeckej kotliny ďalej eviduje aj Štátna ochrana prírody SR a po verifikácii sprístupňuje na portáli www.biomonitoring.sk, resp. mapovom serveri webgis.biomonitoring.sk.

CIELE

Cieľom tejto práce je inventarizácia druhového zloženia a odhad početnosti obojživelníkov vo vybranej časti povodia rieky Rajčanka. Zároveň sú hodnotené negatívne vplyvy pôsobiace na reprodukčné lokality obojživelníkov a je stanovená miera ekologickej významnosti lokalít a opis okolitého prostredia z pohľadu krajinskej štruktúry. Ďalším cieľom práce je doplnenie vlastnej inventarizácie obojživelníkov autora (MIKOLÁŠ 2013) o aktuálne údaje dostupné z verejných databáz Štátnej ochrany prírody Slovenskej republiky a vytvorenie prehľadnej mapy distribúcie obojživelníkov v oblasti Rajeckej kotliny a okolia.

MATERIÁL A METÓDY

Terénny prieskum obojživelníkov prebiehal od 7. riečného kilometra rieky Rajčanky po 30. riečny kilometer v období od 23. 3. 2012 do 24. 6. 2012 a v období od 14.–20. 4. 2013. Plocha vymedzeného územia pre vlastný prieskum predstavovala 18 567 ha.

Rieka Rajčanka je evidovaná ako útvar povrchových vôd SKV0038. Z hľadiska geomorfologického členenia spadá vymedzená oblasť do podcelkov Žilinská pahorkatina, Skalky, Rajecká kotlina, Lúčanská Fatra, Domanižská kotlina a čiastočne aj Zliechovská hornatina. Územie zasahuje do viacerých klimatických oblastí: M4 mierne teplá, vlhká, s miernou zimou, pahorkatinová až rovinová, M5 mierne teplá, vlhká, s chladnou až studenou zimou, dolinová/kotlinová, M6 mierne teplá, vlhká, vrchovinová, M7 mierne teplá, veľmi vlhká, vrchovinová a C1 mierne chladná klimatická oblasť.

GPS súradnice lokalít boli zaznamenané prístrojom GPS Garmin eTrex Vista HCx. Zapisované boli informácie o hĺbke mokradí a ich rozmerech, sklone brehov a sukcesnom štádiu vodného biotopu podľa ZAVADILA (2011), ako aj negatívne vplyvy pôsobiace na biotopy, najmä vysušenie, eutrofizácia, zanášanie nádrží a ohrozenie dopravou alebo izolovanosť lokalít. Pre stanovenie pH, bola odobratá vzorka vody z každej lokality a následne testovaná Sera pH testom, priamo v teréne.

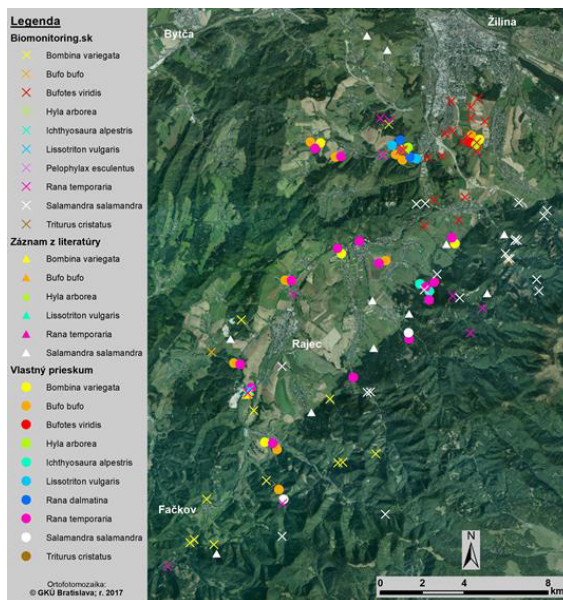
Lokality s vodnou plochou do 800 m² boli vizuálne a akusticky monitorované počas jednej kontroly približne 20 minút. Nádrže s vodnou plochou nad 800 m² boli kontrolované pozdĺž celého obvodu. Jedince a vajčka obojživelníkov boli určené na mieste nálezu podľa kľúčov (BARUŠ et al. 1992, ARNOLD, OVENDEN 2002, ZWACH 2009). Hlasové prejavy obojživelníkov boli určované pomocou nahrávok Pelz-Biophion® (PELZ, HANÁK 2006). V nasledujúcej mape na Obrázku č. 1 sú uvedené záznamy výskytov obojživelníkov z vlastného prieskumu (v rokoch 2012–2013) spoločne s verejne dostupnými údajmi databázy www.biomonitoring.sk a údajmi z literatúry (BALOGOVÁ et al. 2015, BITUŠÍK, BITUŠÍK 1995) vrátane bežne dostupných ostatných informačných materiálov Štátnej ochrany prírody Slovenskej republiky.

Hodnotenie lokalít

Pre hodnotenie ekologickej významnosti reprodukčných biotopov obojživelníkov bol použitý Súhrnný index ekologickej významnosti bio-

topu podľa metodiky KMINIAKA, (1995). V rámci hodnotenia ohrozenosti reprodukčných lokalít pre obojživelníky boli hodnotené negatívne faktory priradením stupnice s hodnotami od 0–4, kde 0 predstavuje minimálne až žiadne pôsobe-

nie negatívneho faktora a hodnota 4 predstavuje intenzívne pôsobenie negatívneho faktora ako je uvedené v Tabuľke č. 1. Hodnotenú boli faktory: vysušenie, eutrofizácia, zanášanie, doprava a izolovanosť.



Obr. 1 Mapa výskytov obojživelníkov v sledovanej oblasti vytvorená z údajov vlastného prieskumu (2012–2013), údajov z databázy www.biomonitoring.sk a údajov z literatúry

Fig. 1 The map of amphibian species distribution created using data from the own survey (2012–2013), data from the database www.biomonitoring.sk and data from literature

Tab. 1 Stupnica hodnotenia negatívnych faktorov pôsobiacich na mokrade

Tab. 1 Assesment scale of negative factors affecting the wetlands

Bodové hodnotenie	Vysušenie	Doprava	Eutrofizácia	Izolovanosť	Zanášanie
0	stála hladina vody počas celého roka	migrujúce jedince nie sú ohrozené dopravou	číra voda bez rias	lokalita plne napojená na vhodné biotopy bez izolačných bariér	nádrž bez zanesenia
1	postupné dlhodobé vysychanie	prítomnosť lesnej alebo poľnej cesty v blízkosti nádrže	začínajúci zárasť riasami najmä rodu <i>Cladophora</i>	dobrá napojenosť na vhodné biotopy, prevaha vhodných prvkov	0–25% objemu nádrže zanesené nánosmi
2	úplne vyschnutie pri nadmerných suchách	prítomnosť cesty 3. triedy	riasy pod hladinou takmer v celom objeme nádrže	dobrá napojenosť na vhodné biotopy, prevaha bariérových prvkov	26–50% objemu nádrže zanesené nánosmi
3	pravidelné úplné vyschnutie v dobe mimo vývinu lariev / vypúšťanie (rybníky)	prítomnosť cesty 2. triedy	riasy pod hladinou v celom objeme nádrže, menej ako 50% hladiny pokrytej vegetáciou	napojenosť na vhodné biotopy 1 až 5 líniovými koridorami	51–75% objemu nádrže zanesené nánosmi
4	úplne vyschnutie v dobe vývinu lariev obojživelníkov	prítomnosť cesty 1. triedy	riasy pod hladinou v celom objeme nádrže, takmer celá alebo celá plocha pokrytá vegetáciou	úplne izolovaná plocha, bez koridorov	76–100% objemu nádrže zanesené nánosmi

Štatistické spracovanie údajov

Údaje boli spracované v programe Statistica, verzia 13 (TIBCO Software Inc.). Získané hodnoty boli analyzované pomocou základných popisných štatistických metód, korelačnej matice a pomocou multifaktorovej analýzy. Pred použitím viacrozmerných štatistických metód boli namerané hodnoty transformované logaritmicou (kontinuálne premenné), resp. arkussínusovou funkciou v prípade percentuálnych hodnôt. Kvôli celkovému nízkemu počtu lokalít ($N = 19$) slúžia výsledky štatistických analýz len pre popis stavu lokalít a distribúcie druhov v monitorovanom období rokov 2012 až 2013, nie je možné z nich vyvodzovať definitívne všeobecné závery.

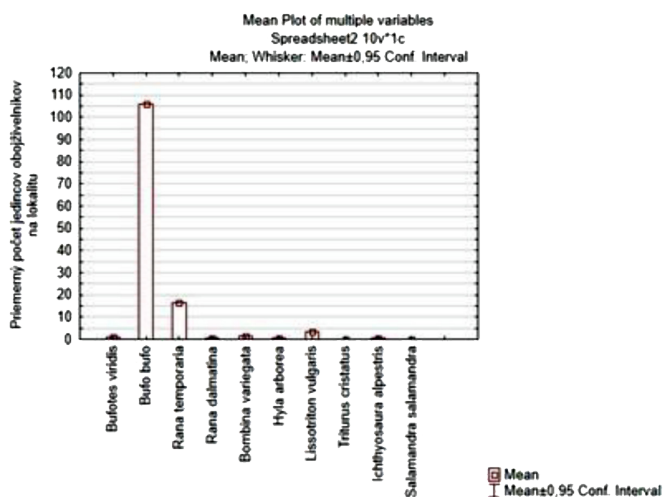
Do exploračnej faktorovej analýzy boli zahrnuté nasledovné premenné: nadmorská výška, pH vody, plocha mokrade, sukcesné štádium, hĺbka mokrade a druhy *Bufo viridis*, *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Bombina variegata*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus cristatus*, *Ichthyosaura alpestris*. Výsledkom analýzy boli 4 faktory. Výsledný graf (Obrázok č. 4) zobrazuje priemet Faktoru 1 (vlastná hodnota 4,26) a Faktoru 2 (vlastná hodnota 3,17). Prvý,

najvýznamnejší faktor vysvetľuje 30,46% variability, druhý 22,67%.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Počas monitoringu v rozmedzí rokov 2012–2013 bolo v sledovanej oblasti povodia Rajčanky zaznamenaných 19 reprodukčných lokalít a 10 druhov obojživelníkov: *Bufo viridis*, *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Bombina variegata*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus cristatus*, *Ichthyosaura alpestris* a *Salamandra salamandra*, ktorých priemerná početnosť na lokalitu je uvedená v nasledujúcom grafe na Obrázku č. 2.

Najväčšia druhová diverzita bola zaznamenaná v mokradi v lome Lietavská Lúčka. Naopak najmenšia druhová diverzita bola evidovaná na lokalitách Periodická mláka pri obci Stránske, Náhradné biotopy pre obojživelníky, Kunerad, Močiar pri obci Kamenná Poruba, Kúpeľné jazero Rajecké Teplice, Rybník v doline potoka Rybná. Ide prevažne o mokradňové biotopy vytvorené vplyvom ľudskej činnosti. Zoznam lokalít, druhové zloženie obojživelníkov a vyhodnotenie ich ekologickej významnosti a ohrozenosti sú uvedené v Tabuľke č. 2.



Obr. 2 Zaznamenaná početnosť obojživelníkov vyjadrená ako priemerná početnosť na lokalitu
Fig. 2 Mean amphibian species abundance per site

Relatívne vysoká diverzita obojživelníkov v mokradi v lome Lietavská Lúčka v rokoch 2012–2013 pozostávala z druhov *Bufo bufo*, *Rana dalmatina*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus cristatus*. Hoci v súčasnosti táto lokalita zanikla vplyvom obnovenej činnosti lomu, resp.

bola nahradená novými vodnými biotopmi, jej skutočná biodiverzita bola v minulosti bohatšia. Podľa záznamov Štátnej ochrany prírody SR tu bol evidovaný mapovateľom GALČÍKOM (2006) napríklad aj výskyt skokana hnedého (*Rana temporaria*), ropuchy zelenej (*Bufo viridis*) alebo

kunky žltobruchej (*Bombina bombina*). Oblasť lomu patrila medzi sekundárne vytvorené biotopy tzv. „novej divočiny“, a do tohto stavu sa pravdepodobne vráti po ukončení ťažby. Časť územia je evidovaná ako genofondová lokalita územného

systému ekologickej stability ZA 53 (KRÁLIK 2006). V širšom okolí sa vyskytuje aj salamandra škvrnitá (*Salamandra salamandra*) (KRISTINÍK 2018).

Tab. 2 Stav monitorovaných lokalít a zaznamenané druhy v období rokov 2012–2013

Tab. 2 Status of monitored sites and recorded species in years 2012–2013

Lokalita	GPS (WGS 84)	Druhy obojživelníkov (zaznamenaná početnosť)	Ekologická významnosť lokality (skóre)	Ohrozenosť lokality (skóre)	Ohrozenosť lokality (výsledné skóre)
Odkalisko Rosina	49,1778667 N 18,7532389 E	<i>Bufo viridis</i> (16) <i>Bufo bufo</i> (220) <i>Bombina variegata</i> (8) <i>Hyla arborea</i> (12)	stredne významný biotop (15,5)	eutrofizácia (2) zanášanie (3) doprava (2) izolovanosť (2) vysušanie (0)	9
Mláka pri obci Turie	49,1355944 N 18,7441333 E	<i>Bombina variegata</i> (6) <i>Rana temporaria</i> (2)	stredne významný biotop (18,5)	eutrofizácia (2) zanášanie (2) doprava (1) izolovanosť (1) vysušanie (2)	8
Periodická mláka pri obci Stránske	49,1151861 N 18,7333694 E	<i>Rana temporaria</i> (10)	nízko významný biotop (12)	eutrofizácia (1) zanášanie (1) doprava (1) izolovanosť (0) vysušanie (4)	7
Lesné pramenisko pri obci Stránske	49,1134500 N 18,7293889 E	<i>Rana temporaria</i> (1) <i>Ichthyosaura alpestris</i> (1)	stredne významný biotop (15)	eutrofizácia (1) zanášanie (1) doprava (1) izolovanosť (0) vysušanie (2)	5
Lesná mláka pri obci Stránske	49,1117611 N 18,7320000 E	<i>Rana temporaria</i> (24) <i>Ichthyosaura alpestris</i> (6)	veľmi vysoko významný biotop (26)	eutrofizácia (1) zanášanie (1) doprava (1) izolovanosť (0) vysušanie (1)	4
Náhradné biotopy pre obojživelníky, Kunerad	49,0905722 N 18,7213972 E	<i>Rana temporaria</i> (110)	vysoko významný biotop (23)	eutrofizácia (1) zanášanie (1) doprava (1) izolovanosť (0) vysušanie (0)	3
Močiar pri obci Kamenná Poruba	49,0724806 N 18,6872250 E	<i>Rana temporaria</i> (10)	veľmi vysoko významný biotop (25)	eutrofizácia (1) zanášanie (1) doprava (1) izolovanosť (2) vysušanie (0)	5
Polder pri obci Stránske	49,1223639 N 18,6989667 E	<i>Bufo bufo</i> (1) <i>Rana temporaria</i> (17)	vysoko významný biotop (23,5)	eutrofizácia (1) zanášanie (3) doprava (0) izolovanosť (2) vysušanie (1)	7
Kúpeľné jazero Rajecké Teplíce	49,1308917 N 18,6836972 E	<i>Rana temporaria</i> (16)	nízko významný biotop (14)	eutrofizácia (1) zanášanie (0) doprava (4) izolovanosť (2) vysušanie (3)	10
Mokrad' v nive Rajčanky	49,1271000 N 18,6697944 E	<i>Bombina variegata</i> (1) <i>Rana temporaria</i> (24)	veľmi vysoko významný biotop (27,5)	eutrofizácia (3) zanášanie (1) doprava (4) izolovanosť (2) vysušanie (0)	10

Pokračovanie Tab. 2
Continued Tab. 2

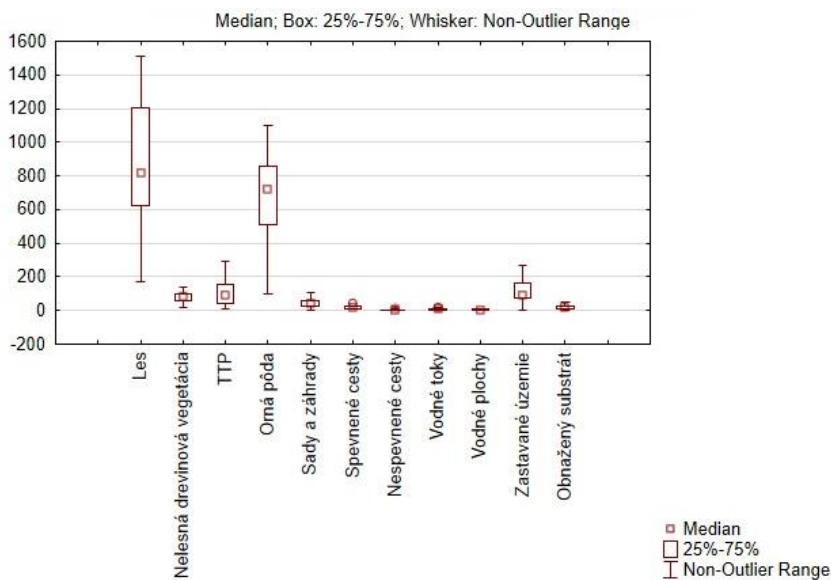
Lokalita	GPS (WGS 84)	Druhy obojživelníkov (zaznamenaná početnosť)	Ekologická významnosť lokality (skóre)	Ohrozenosť lokality (skóre)	Ohrozenosť lokality (výsledné skóre)
Rybník v obci Jasenové	49,1118389 N 18,6413389 E	<i>Bufo bufo</i> (4) <i>Rana temporaria</i> (46)	vysoko významný biotop (23,5)	eutrofizácia (4) zanášanie (1) doprava (4) izolovanosť (2) vysušenie (0)	11
Rybník Košiare	49,0739500 N 18,6127722 E	<i>Bufo bufo</i> (1600) <i>Rana temporaria</i> (27)	veľmi vysoko významný biotop (27)	eutrofizácia (1) zanášanie (2) doprava (1) izolovanosť (1) vysušenie (0)	5
Šujské rašelinisko	49,0643056 N 18,6222194 E	<i>Bufo bufo</i> (1) <i>Bombina variegata</i> (1) <i>Lissotriton vulgaris</i> (1)	veľmi vysoko významný biotop (31)	eutrofizácia (1) zanášanie (2) doprava (4) izolovanosť (1) vysušenie (0)	8
Rybník v obci Rajecká Lesná	49,0412317 N 18,6380928 E	<i>Bufo bufo</i> (90) <i>Rana temporaria</i> (8) <i>Bombina variegata</i> (6)	veľmi vysoko významný biotop (27)	eutrofizácia (3) zanášanie (3) doprava (2) izolovanosť (2) vysušenie (0)	10
Rybník v doline potoka Rybná	49,0215778 N 18,6444056 E	<i>Bufo bufo</i> (20)	veľmi vysoko významný biotop (26)	eutrofizácia (3) zanášanie (1) doprava (1) izolovanosť (1) vysušenie (0)	6
Rybník v obci Podhorie	49,1701472 N 18,6498472 E	<i>Bufo bufo</i> (15) <i>Rana temporaria</i> (12) <i>Bombina variegata</i> (10)	veľmi vysoko významný biotop (25,5)	eutrofizácia (2) zanášanie (0) doprava (1) izolovanosť (1) vysušenie (1)	5
Rybník v obci Lietava	49,1667000 N 18,6675556 E	<i>Bufo bufo</i> (50) <i>Rana temporaria</i> (8)	veľmi vysoko významný biotop (27)	eutrofizácia (3) zanášanie (2) doprava (1) izolovanosť (3) vysušenie (0)	9
Mokrad' v lome Lietavská Lúčka	49,1716417 N 18,7063833 E	<i>Bufo bufo</i> (10) <i>Rana dalmatina</i> (6) <i>Hyla arborea</i> (2) <i>Lissotriton vulgaris</i> (40) <i>Triturus cristatus</i> (4)	veľmi vysoko významný biotop (26)	eutrofizácia (1) zanášanie (2) doprava (2) izolovanosť (2) vysušenie (1)	8
Močiar v lome Lietavská Lúčka	49,1687556 N 18,7122083 E	<i>Bufo bufo</i> (8) <i>Rana dalmatina</i> (2) <i>Lissotriton vulgaris</i> (20)	veľmi vysoko významný biotop (25,5)	eutrofizácia (2) zanášanie (2) doprava (1) izolovanosť (2) vysušenie (1)	8

Ďalšia lokalita s pomerne vysokým druhovým zastúpením obojživelníkov je odkalisko Rosina. Ide o vodnú plochu, ktorá slúži primárne na depozíciu popolčeka. Z druhov obojživelníkov tu boli v rokoch 2012–2013 zaznamenané ropucha zelená (*Bufo viridis*), ropucha bradavičnatá (*Bufo*

bufo), kunka žltobruchá (*Bombina variegata*) a rosnička zelená (*Hyla arborea*). Ropucha zelená (*Bufo viridis*) bola v tejto oblasti evidovaná aj Štátnou ochranou prírody SR mapovateľmi KRAJČOVICOM (1998) alebo KALAŠOM (2006).

Celkovo najpočetnejším druhom bola v rámci prieskumu v rokoch 2012–2013 ropucha bradavičnatá (*Bufo bufo*). Najviac jedincov tohto druhu bolo evidovaných na lokalitách odkaliska popolčeka v Rosine a rybníku Košariská. Tieto lokality disponujú oproti ostatným monitorovaným relatívne veľkou rozlohou vodnej plochy. Zároveň však ide o zarybnené lokality, čo dokáže ropucha bradavičnatá zjavne tolerovať a úspešne sa v nich

rozmnožovať. Pomáha tomu aj dobre vyvinutá príbrežná vegetácia, kam ropuchy zvyčajne kladú svoje znášky. Všeobecne v sledovanom území tvoria krajinnú štruktúru okolitého prostredia vodných plôch v území najmä lesy a orná pôda, ako je uvedené na Obrázku č. 3. Z tohto grafu je evidentný aj nízky podiel mokraďí (vodných plôch), ktorých prítomnosť v krajine je predpokladom pre úspešnú reprodukciu populácií obojživelníkov.



Obr. 3 Zastúpenie rôznych prvkov krajinnéj štruktúry v okolí reprodukčných biotopov obojživelníkov
Fig. 3 Proportion of different land cover types surrounding amphibian breeding sites

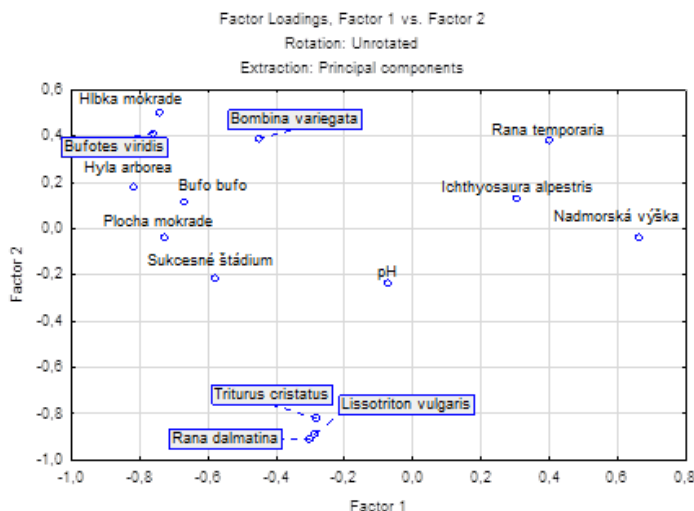
Druhým najpočetnejším obojživelníkom bol v sledovanom území skokan hnedý (*Rana temporaria*). Najviac znášok tohto druhu bolo nájdených na lokalite náhradných jazierok pre obojživelníky pri obci Kunerad. Ide o sústavu 3 jazierok o celkovej spoločnej rozlohe cca 36 m². Ich hĺbka bola odhadnutá v priemere na cca 40 cm. Prítok vody do týchto mokraďí je permanentný z bezmenného menšieho vodného toku. Lokalita sa nachádza v hospodárskom lese, okolie tvoria prevažne ihličnaté a zmiešané lesné porasty. Nadmorská výška lokality je cca 560 m n. m. Ide o lokalitu bez prítomnosti rýb, avšak neboli tu zaznamenané ani iné druhy obojživelníkov. Bola vytvorená v roku 2010. V širšom okolí bola počas vlastného prieskumu zaznamenaná napríklad salamandra škvrnitá (*Salamandra salamandra*), usmrtená automobilovou dopravou.

Na druhej strane najzriedkavejším druhom v sledovanom území bol v roku 2012–2013 mlok hrebatý (*Triturus cristatus*). Ten bol nájdený

iba na jednej lokalite v lome Lietavská Lúčka. Tu bol zaznamenaný aj pracovníkmi správy Národného parku Malá Fatra (HATALA 2011, GALČÍK 2006). O mlokovi hrebatom je známe, že sa dokáže rozmnožovať v širokom spektre mokraďových biotopov a zo suchozemských biotopov mu vyhovuje les aj bezlesie (ZAVADIL, SÁDLO, VOJAR 2011). Dôvod, pre ktorý nebol tento druh zaznamenaný na iných lokalitách v sledovanom území, nie je známy. Hoci štatistické analýzy tejto štúdie je potrebné interpretovať opatrne z dôvodu nízkeho počtu vzoriek (počet lokalít N = 19), výsledky faktorovej analýzy naznačujú pozitívny vzťah výskytu mloka hrebatého s relatívne vyšším pH vody oproti ostatným sledovaným lokalitám. Sprievodné druhy mloka hrebatého boli napríklad skokan štíhly (*Rana dalmatina*) a mlok bodkovaný (*Lissotriton vulgaris*). Výskyt týchto troch druhov je v sledovanom území vzácný a ojedinelý, a preto sú aj v grafe na Obrázku č. 4 polohovo vzájomne blízko.

Z uvedeného grafu je ďalej zrejmé, že napríklad výskyty druhov skokana hnedého (*Rana temporaria*) alebo mloka horského (*Ichthyosaura alpestris*) boli evidované najmä v relatívne vyššej nadmorskej výške oproti ostatným monitorovaným druhom. Na druhej strane, výskyty druhov

ako napríklad ropucha zelená (*Bufo viridis*), ropucha bradavičnatá (*Bufo bufo*) alebo rosnička zelená (*Hyla arborea*) boli zaznamenávané v relatívne rozsiahlejších mokradiach s väčšou hĺbkou a v pokročilejšom štádiu sukcesie vodného biotopu.



Obr. 4 Faktorová analýza druhov obojživelníkov vo vzťahu k vybraným premenným
Fig. 4 Factor analysis of amphibian species in relation to selected variables

Ďalšími zriedkavými druhmi boli skokan štíhly (*Rana dalmatina*), mlok horský (*Ichthyosaura alpestris*) alebo rosnička zelená (*Hyla arborea*). Ojedinelý výskyt a nízka početnosť rosničky zelenej však mohli byť spôsobené nedostatočnou frekvenciou večerných a nočných akustických

pozorovaní počas vlastného prieskumu. Znášky skokana štíhleho (*Rana dalmatina*) boli nájdené len v lome Lietavská Lúčka, podobne ako vyššie uvedený druh mloka hrebenatého (*Triturus cristatus*) (Obrázok č. 5).



Obr. 5 Druhy so zriedkavým výskytom v sledovanom území A) mlok bodkovaný (*Lissotriton vulgaris*), B) mlok horský (*Ichthyosaura alpestris*), C) mlok hrebenatý (*Triturus cristatus*), D) znáška skokana štíhleho (*Rana dalmatina*) (Zdroj: Mikoláš P.)

Fig. 5 Species with a rare occurrence in the monitored area A) Smooth Newt (*Lissotriton vulgaris*), B) Alpine Newt (*Ichthyosaura alpestris*), C) Great Crested Newt (*Triturus cristatus*), D) eggs of Agile Frog (*Rana dalmatina*) (Source: Mikoláš P.)

Podmienky v lome počas prieskumu v rokoch 2012–2013 ponúkali rôznorodosť mokradí v rôznych sukcesných štádiách a zároveň dostatočne oslnené a vyhriate vodné plochy s variabilnými hĺbkami. Lokalita bola vyhodnotená ako veľmi vysoko významný biotop. V období prieskumu bola vystavená najmä vplyvom zanášania, prítomnosti cesty III. triedy a prístupových ciest k lomu. Lokalita bola zároveň značne izolovaná od iných lokalít s výskytom obojživelníkov, to znamená že priemerné migračné vzdialenosti väčšiny druhov na lokalite sú menšie ako najbližšie vhodné reprodukčné biotopy. V súčasnosti boli vodné plochy na lokalite zmenené vplyvom ťažobnej činnosti, resp. v oblasti vznikli nové vodné plochy.

Z lokalít, ktoré boli vyhodnotené ako veľmi vysoko významné biotopy, je podľa zákona č. 543/2002 Z. z. chránená len prírodná rezervácia Šujské rašelinisko. Táto lokalita zároveň patrí do územia európskeho významu SKUEV0255 Šujské rašelinisko. Nízka početnosť obojživelníkov, ktorá bola zaznamenaná počas prieskumu v rokoch 2012–2013, môže byť vysvetlená obmedzeným prístupom na túto lokalitu (len do jej okrajových častí) z dôvodu absencie povolenia na vstup do prírodnej rezervácie v čase realizácie monitoringu. Z druhov, ktoré neboli počas prieskumu zaznamenané, ale sú uvádzané v iných zdrojoch a databázach, sa tu vyskytujú napríklad rosnička zelená (*Hyla arborea*) a skokan hnedý (*Rana temporaria*) (EEA, 2020).

Z druhov, ktoré neboli vôbec zaznamenané počas prieskumu, ale sú evidované v literatúre alebo vo verejných databázach, sa v sledovanom území zriedkavo vyskytujú, resp. boli v minulosti evidované, napríklad mlok karpatský (*Triturus montadoni*) (HATALA, 2011) alebo skokan zelený (*Pelophylax kl. Esculentus*) (KICKO 2018).

ZÁVER

Počas inventarizácie obojživelníkov vo vymedzenej časti povodia rieky Rajčanky boli v rokoch 2012–2013 zaznamenané druhy *Bufoles viridis*, *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Bombina variegata*, *Hyla arborea*, *Lissotriton vulgaris*, *Triturus cristatus*, *Ichthyosaura alpestris* a *Salamandra salamandra*. Druhmi s najčastejším a najpočetnejším výskytom boli *Bufo bufo* a *Rana temporaria*. Naopak najzriedkavejšími druhmi v tomto území boli *Triturus cristatus* a *Rana dalmatina*. Oblasť s najväčším počtom zaznamenaných druhov obojživelníkov boli mokrade v lome Lietavská Lúčka. Celkovo bolo evidovaných 19 reprodukčných biotopov obojživelní-

kov. Z nich bolo 11 mokradí vyhodnotených ako veľmi vysoko významné biotopy. Okolité krajina pozostávala prevažne z lesa a ornej pôdy, menšiu časť tvorilo zastavané územie, trvalo trávnaté porasty alebo nelesná drevinová vegetácia. Zároveň bolo hodnotené vystavenie lokalít negatívnym vplyvom eutrofizácie, zanášaniu, dopravy, izolovanosti a vysušaniu. Z nich boli lokality vystavené v priemere najviac izolovanosti. To znamená, že v sledovanom území je problematická najmä prepojenosť jednotlivých reprodukčných lokalít.

Pod'akovanie

Hlavný autor ďakuje Ing. Martinovi Smolekovi za pomoc pri priestorovom spracovaní údajov a tvorbu mapového výstupu.

LITERATÚRA

- ARNOLD, E., N., OVENDEN, D., W. 2002. *Reptiles and amphibians of Europe*. Princeton: Princeton University Press, ISBN 0-691-11413-7.
- ASH, A., N. 1988. Disappearance of salamanders from clearcut plots. In *The Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 104, s. 116-122.
- BALOGOVÁ, M. et al. 2015. Distribution of the fire salamander (*Salamandra salamandra*) in Slovakia. In *Folia faunistica Slovaca*, 20 (1), s. 67-93.
- BARUŠ, V. et al. 1992. *Fauna ČSFR, Obojživelníci (Amphibia)*. Praha: Academia, ISBN 0430 – 120 x.
- BITUŠÍK, P., BITUŠÍK, J., 1995. Príspevok k poznaniu stavovcov (*Vertebrata*) Chráneného náleziška Šujské rašelinisko. In *Ochrana prírody* 13, s. 231–236.
- BRUM, et al. (2013). Land use explains the distribution of threatened new world amphibians better than climate. In *PloS One*, 8(4).
- CORN, P., S. 1993. What we know and don't know about amphibian declines in the West. In: *Sustainable ecological systems: implementing an ecological approach to land management. General Technical Report RM-247* s. 59-68.
- DELIS, P.R., MUSHINSKY, H.R., MC COY, E.D. 1996. Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. In *Biodiversity and Conservation* 5(12), s. 1579-1595.
- EEA, 2020. *SKUEV0255 Šujské rašelinisko* <https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=SKUEV0255&release=10> (12-12-2020)
- EHMANN, H., COGGER, H. 1985. Australia's endangered herpetofauna: a review of criteria and policies. In *The biology of Australasian frogs and reptiles*. Sydney: New South Wales Surrey Beatty and Sons. s. 435-447. ISBN 0949324035.
- FAHRIG, L. et al. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. In *Biological Conservation*, 73(3), s. 177-182.
- GERHÁTOVÁ, K. 2009. Hodnotenie priaznivosti migračných zón obojživelníkov vo vzťahu ku krajinskej štruktúre. In *Geo Information*, 5, s. 29-37.

- GALČÍK, J. 2006. *Skokan hnedý* http://www.biomonitoring.sk/OccurrenceData/ZoologicalOccurrenceRecord/Detail/1673070?ReturnPage=oc_ZooGallery (12-12-2020)
- GALČÍK, J. 2006. *Mlok hrebenatý* http://www.biomonitoring.sk/OccurrenceData/ZoologicalOccurrenceRecord/Detail/1673072?ReturnPage=oc_ZooGallery (12-12-2020)
- GRANT, E. et al. 2016. Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines. In *Scientific reports* 6(1) s. 1-9.
- GREEN, D. et al. 2020. Amphibian population declines: 30 years of progress in confronting a complex problem. In *Herpetologica* 76(2) s. 97-100.
- HATALA, M. 2011. *Monitoring a ochrana obojživelníkov v územnej pôsobnosti Správy NP Malá Fatra v roku 2011*. Varín : ŠOPSR, Správa NP Malá Fatra. Záverečná správa.
- KALAŠ, M. 2006. *Ropucha zelená* http://www.biomonitoring.sk/OccurrenceData/ZoologicalOccurrenceRecord/Detail/1673000?ReturnPage=oc_ZooGallery (12-12-2020)
- KICKO, J. 2018. *Skokan zelený* http://www.biomonitoring.sk/OccurrenceData/ZoologicalOccurrenceRecord/Detail/2864783?ReturnPage=oc_ZooGallery (12-12-2020)
- KMINIAK, M. 1995. Possibilities of water habitats classification using amphibian communities. In *Ekológia*, (Supplement 1), s. 67 -74.
- KRAJČOVIC, V. 1998. *Ropucha zelená* http://www.biomonitoring.sk/OccurrenceData/ZoologicalOccurrenceRecord/Detail/1363235?ReturnPage=oc_ZooGallery (12-12-2020)
- KRÁLIK, J. et al. 2006. *Implementácia územných systémov ekologickej stability (ÚSES). Aktualizácia prvkov regionálneho ÚSES okresov Žilina, Bytča a Kysucké Nové Mesto* [online]. [Bratislava]: Slovenská agentúra životného prostredia, Centrum integrovanej starostlivosti o krajinu Bratislava, 2006 [cit. 2020-09-27]. Dostupné na internete: <<https://www.sazp.sk/app/cmsSiteBoxAttachment.php?ID=401&cmsDataID=0>>.
- KRISTINIČ, S. et al. 2008. *Územný plán mesta Rajec* [online]. [Žilina]: Proktist, 2008 [cit. 2020-09-27]. Dostupné na internete: <<http://www.rajec.info/section/default/265>>.
- KRISTINIČ, S. et al. 2018. *Územný plán obce Lietavská Lúčka, návrh* [online]. [Žilina]: Ateliér „Dom stavbárov“, Žilina, 2018 [cit. 2020-09-27]. Dostupné na internete: <<https://www.lietavskalucka.sk/uzemny-plan-obce.phtml?id3=108118>>.
- LIESKOVSKÁ, Z., HERICOVÁ, D. 2019. *Životné prostredie Slovenskej republiky v kocke*. Banská Bystrica: Slovenská agentúra životného prostredia, ISBN: 978-80-8213-009-9.
- MARSH, D., M., TRENHAM, P., C. 2001. Metapopulation Dynamics and Amphibian Conservation. In *Conservation Biology*, 15(1), s. 40-49.
- MIKLÓS, L. et al. 2002. *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava: Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky, ISBN 80-88833-27-2.
- Opatrenie Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky zo 7. decembra 2017 č. 1/2017, ktorým sa mení a dopĺňa výnos MŽP SR zo 14. júla 2004 č. 3/2004-5.1, ktorým sa vydáva národný zoznam území európskeho významu.*
- MIKOLÁŠ, P. 2013. Potenciál vodných a mokradových biotopov Rajeckej doliny z pohľadu výskytu obojživelníkov a možností ich reprodukcie. Zvolen: FEE, TUZVO. 74 s. Diplomová práca.
- PELZ, P., HANÁK, V. 2006. *Hlasy našich žab: Hlasy všetkých 13 druhů našich žab s komentářem Vladimíra Hanáka*. Praha: Pelz – Biophon.
- PETRANKA, J., V., ELDRIDGE, M., E., HALEY, K., E. 1993. Effects of timber harvesting on southern Appalachian salamanders. In *Conservation Biology* 7(2).
- POLÁK, P., SAXA, A. 2005. *Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu*. Banská Bystrica: Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, ISBN 80-89035-33-7.
- Výnos Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 3/2004-5.1 zo 14. júla 2004.*
- ZAVADIL, V., ROZÍNEK, R., KEROUŠ, K. 2005. Hodnocení a sledování změn obojživelníků. In *Ukazovatele změn biodiverzity*. Praha: Academia. s. 224-235. ISBN 80-200-1386-5.
- ZAVADIL, V., SÁDLO, J., VOJAR, J. 2011. *Biotopy našich obojživelníků a jejich management*. Praha: AOPK ČR, ISBN 978-80-87457-18-4.
- ZWACH, I. 2009. *Obojživelníci a plazi České republiky*. Praha: Grada Publishing, a.s., ISBN 978-80-247-2509-3.

ANALÝZA ENVIRONMENTÁLNYCH VPLYVOV BANSKÝCH VÔD V OBLASTI STREDOSLOVENSKÝCH NEOVULKÁNOV

VERONIKA PREPILKOVÁ¹ – MARIÁN SCHWARZ² – ZUZANA PERHÁČOVÁ³

¹Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ul. T.G. Masaryka 24, 96053 Zvolen, v.prepilkovamail.com

²Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ul. T.G. Masaryka 24, 96053 Zvolen, schwarz@tuzvo.sk

³Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, ul. T.G. Masaryka 24, 96053 Zvolen, zperhacova@gmail.com

ABSTRACT

Prepilková, V., Schwarz, M., Perháčová, Z.: **Analysis of environmental impacts of mine water in the area of Central Slovak neovolcanites**

Due to favourable hydrogeological and climatic conditions there are many sources of mine water in Slovakia. In the area of Central Slovak neovolcanites there are 190 sources of mine water. Samples of 6 mine water and 4 recipients were taken. Water quality assessment was performed by analysis of physico-chemical indicators. The measured values were compared with the limit values of government regulation 269/2010. The discharge from sludge reservoir in Hodruša-Hámre appears as the most risky with high values of conductivity (exceeded limit of 61.51 mS/cm) and concentration of sulfates (exceeded limit about 540,68 mg/l). The highest exceedance of ammonia nitrogen was found in a sample taken from the locality Hodrušský potok creek under adit Zlatý stôl (exceeding of 3.75 mg/l). Despite exceeding the values in mine discharges, in recipients the worse quality of surface water was not observed. The analysis confirmed low negative impact of mine water on the environment in the area of Central Slovak neovolcanites.

Key words: mine water, water quality, Central Slovak neovolcanites, environmental impacts

ÚVOD

Geologická skladba územia Slovenska umožnila ťažbu nerastných surovín, pri ktorej ale vznikajú vody ovplyvnené ťažbou. Vo väčšine prípadov ide o vznik banských vôd rozličného zloženia a vlastností. Banské vody sa môžu podobáť na prírodné vody, ale často sa vyskytujú vody kyslé s vysokým obsahom toxických prvkov (Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, 2008; United States Geological Survey, 2019). Menej často sa vyskytujú aj banské vody s neutrálnym, niekedy až zásaditým pH (Nordstrom et al., 2015). Rýchlosť tvorby banských vôd je ovplyvnená viacerými faktormi – reakčný povrch, vlhkosť, pH, koncentrácia kyslíka (Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, 2008).

Zloženie banských vôd predstavuje environmentálne riziko pre zdroje podzemnej aj povrchovej vody (Bajtoš, 2016). Napríklad vznik kyslík

banských výtokov je problematický najmä pri ťažbe uhlia, kde znižuje kvalitu povrchovej a podzemnej vody a môže pretrvávajúť dlhé obdobie. Len v Spojených štátoch amerických je takto znečistených viac ako 20 000 kilometrov povrchových tokov (Acharya a Kharel, 2020). Rovnako vo viacerých európskych krajinách predstavujú banské vody stále veľký problém. V Nórsku pri ťažbe sulfidických minerálov výtoky z ťažobných hald (pH 2,4-3,2) kontaminovali blízke jazerá (Walder a Nilssen, 2005).

Cieľom práce bolo vyhodnotiť environmentálne vplyvy banských vôd v oblasti stredoslovenských neovulkánov na povrchovú vodu prostredníctvom fyzikálno-chemickej analýzy. V oblasti stredoslovenských neovulkánov sa nachádza niekoľko zdrojov banských vôd, ktoré môžu byť nebezpečné pre povrchové toky (ako ich recipienty) a zhoršiť ich kvalitu.

MATERIÁL A METODIKA

Pre náš výskum sme si vybrali región stredoslovenských neovulkánov rozdelený do 2 banských oblastí – Kremnica a Štiavnica-Hodruša. V regióne je zdokumentovaných 190 zdrojov banských vôd s výdatnosťou $460,94 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$, čo predstavuje 26% z celkového množstva (Bajtoš, 2016). Oblasť Kremnice je odvodňovaná predovšetkým Hlavnou dedičnou štôľňou ústiaceou do rieky Hron. Banská voda Hlavnej dedičnej štôľne je zmiešavaná s povrchovou vodou, ktorá je privádzaná do podzemia na chod hydroelektrárne. Ďalšie štôľne v oblasti ústia do Kremnického po-

toka alebo jeho prítokov. Voznická dedičná štôľňa odvodňuje takmer celú oblasť Štiavnica-Hodruša. Hodrušský potok je recipientom banskej vody zo štôľne Zlatý stôl a drenážnej vody z odkaliska v Hodruši-Hámroch (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016).

Boli odobraté vzorky 6 banských vôd a 4 vzorky ich recipientov (Tab. 1). Odber a skladovanie vzoriek bolo uskutočnené podľa STN EN ISO 5667-1: 2007 Kvalita vody. Odber vzoriek. Časť 1: Pokyny na návrhy programov odberu vzoriek a techniky odberu vzoriek. Vzorky boli odobraté 1-krát do mesiaca v období máj-november 2020.

Tab. 1 Prehľad odberových miest banských vôd a recipientov s GPS súradnicami
Tab. 1 Overview of sampling points of mine water and recipients with GPS coordinates

Banské vody	Hlavná dedičná štôľňa	„48° 35' 4,2" N 18° 51' 46,44" E"
	Hlboká dedičná štôľňa	„48° 41' 9,24" N 18° 55' 5,16" E"
	Štôľňa Horná Ves	„48° 40' 40,8" N 18° 54' 23,04" E"
	Voznická dedičná štôľňa	48° 27' 51,87" N 18° 42' 28,38" E
	Štôľňa Zlatý stôl	48° 28' 3,1" N 18° 50' 24,38" E
	Drenážna voda z odkaliska Hodruša-Hámre	48° 27' 52,01" N 18° 45' 17,84" E
Recipienty	Lučanský potok pod ústím štôľne Horná Ves	48° 40' 40,44" N 18° 54' 26,28" E
	Kremnický potok pred ústím do Hrona	48° 35' 28,32" N 18° 53' 54,24" E
	Hodrušský potok pod ústím štôľne Zlatý stôl	48° 28' 2,41" N 18° 50' 22,91" E
	Hodrušský potok pod ústím drenážnej vody z odkaliska	48° 27' 39,96" N 18° 45' 8,64" E

Vo vzorkách boli sledované základné ukazovatele: obsah pH, rozpustený kyslík, konduktivita amoniakálneho dusíka, chloridov, vápnika, horčíka a síranov.

Na stanovenie pH bol použitý prístroj inoLab pH Level 1 spoločnosti WTW Weilheim, na stanovenie konduktivity konduktometer WTW LF318 spoločnosti WTW Weilheim. Rozpustený kyslík bol meraný oxymetrom Oxi 340i s elektródou StirrOx G, tiež od spoločnosti WTW Weilheim.

Koncentrácia chloridov sa stanovila Mohrovou metódou. Zmeralo sa pH vzorky. Pokiaľ hodnota nebola v rozmedzí 5 - 9,5, upravilo sa pH vzorky pomocou HNO_3 alebo NaOH. Do titračnej banky sa odmeralo 100 ml vzorky a pridal sa 1 ml chromátového indikátora (K_2CrO_4). Roztok sa titroval za stáleho miešania štandardným objemovým roztokom dusičnanu strieborného, kým sa nezíska červenohnedé sfarbenie. Rovnakým spôsobom bol stanovený slepý pokus so 100 ml

demineralizovanej vody namiesto vzorky (Shukla a Arya, 2018; Hybská a Samešová, 2014).

Koncentrácia síranov sa stanovila gravimetrickou metódou s chloridom bárnatým. 200 ml vzorky sa odmeralo do 500 ml kadičky, pridali sa 2 kvapky metyloranže. V závislosti od rozsahu pH bola vzorka neutralizovaná roztokom HCl alebo NaOH. Potom sa k vzorke pridali 2 ml HCl. Roztok v kadičke sa priviedol k varu najmenej na 5 minút a pridalo sa 10 ml horúceho (80°C) roztoku BaCl_2 . Zmes sa zahrievala 1 hodinu, aby sa umožnila lepšia koagulácia a kryštalizácia zrazeniny BaCl_2 . Po zahriatí bola kadička pokrytá hodinovým sklíčkom a nechala sa stáť cez noc. Vytvorená zrazenina sa kvantitatívne preniesla a prefiltrovala cez sušenú a odváženú fritu S4. Zrazenina sa premyla na frite demineralizovanou vodou. Frity so zachytenou zrazeninou sa sušili pri teplote 105°C do konštantnej hmotnosti. Po ochladení v exsikátore sa frity odvážili s pres-

nosťou na 0,0002 g. Rovnako ako vo vzorke bol stanovený slepý pokus, pri ktorom sa namiesto vzorky bola použitá demineralizovaná voda (Hybská a Samešová, 2014; Harvey, 2000).

Stanovila sa celková tvrdosť a množstvo iónov Ca a potom sa vypočítalo množstvo iónov Mg. Do titračnej banky sa odmeralo 100 ml vzorky. Pridalo sa 5 ml tlmivého roztoku s pH = 10 a na vrchol čajovej lyžičky indikátorovej zmesi - eichrómovej čiernej. Vzorka s výslednou bordovou farbou sa titrovala na modrú farbu štandardným roztokom Chelatonu 3. Do titračnej banky sa odmeralo 100 ml vzorky. Do vzorky sa pridali 2 ml KOH a indikátor murexid. Vzorka s výslednou ružovou farbou sa titrovala na fialovo-ružovú farbu štandardným roztokom Chelatonu 3. Obsah horčička vo vzorke sa vypočítal z rozdielu medzi objemovým roztokom Chelaton 3 spotrebovaným na stanovenie celkovej tvrdosti v ml a objemom spotrebovaným na stanovenie vápnika v ml (Betz a Noll, 1950; Hybská a Samešová, 2014).

Koncentrácia amoniaku sa stanovila spektrofotometricky. K 50 ml vzorky sa pridali 1 – 2 kvapky vlnanu sodno-draselného a vzorka sa premiešala. Bol pridaný 1 ml Nesslerovho činidla a zmes bola znova premiešaná. Po 10 minútach sa zmerala absorpcia proti vode pri 400 - 412 nm spôsobom zodpovedajúcim použitému typu prístroja – UV-VIS spektrometer Cintra 20. Odčítala sa absorbanca slepého pokusu, do ktorého sa namiesto Nesslerovho činidla pridal 1 ml roztoku hydroxidu sodného (Hybská a Samešová, 2014; Zadorojny et al., 1973).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Výsledky boli porovnané s požiadavkami Nariadenia vlády 269/2010, ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd (Tab. 2)

Tab. 2 Požiadavky Nariadenia vlády 269/2010, ktoré boli sledované

Tab. 2 Requirements of Government Regulation no. 269/2010 that were monitored

parameter	jednotka	limit
rozpustený kyslík	mg/l	viac ako 5
pH		6 – 8.5
vodivosť	mS/m	110
vápnik	mg/l	100
horčičik	mg/l	200
chloridy	mg/l	200
sírany	mg/l	250
amoniakálny dusík	mg/l	1

V oblasti Kremnica boli odobraté vzorky banskej vody z 3 štôlní (Tab. 3). Vo všetkých vzorkách bol splnený limit pre koncentráciu chloridov a horčička. Hodnoty, ktoré nespĺňajú limity sú podfarbené načerveno. Vo vzorkách vody zo štôlne Horná Ves bolo mierne kyslé pH. V sledovanom období sa hodnoty pH pohybovali v rozmedzí 4,74-7,62. Vo vzorkách vody z Hlavnej dedičnej štôlne bolo zistené prekročenie rôznych limitov v rôznych mesiacoch. Zároveň medzi jednotlivými vzorkami je vysoká variabilita nameraných hodnôt, ktorá je pravdepodobne spôsobená zložením banských vôd. Banské vody Hlavnej dedičnej štôlne sa miešajú s časťou povrchových vôd privádzaných do podzemia na chod hydroelektrárne.

V oblasti Štiavnica-Hodruša boli odobraté vzorky banskej vody z 2 štôlní a jedna vzorka drenážnej vody z odkaliska v Hodruši-Hámre (Tab. 3). Takmer vo všetkých vzorkách z Voznickej dedičnej štôlne a z odkaliska boli namerané vyššie hodnoty vodivosti a koncentrácie amoniakálneho dusíka, vápnika a síranov. Vo vzorkách zo štôlne Zlatý stôl boli iba 2-krát namerané hodnoty koncentrácie vápnika prekračujúce limit v Nariadení vlády 269/2010. Ako rizikovejšie pre životné prostredie sa javia banské vody z Voznickej dedičnej štôlne. Ich recipientov je rieka Hron, ktorej prítomnosť by mohla zabezpečiť dostatočné riadenie počas celého roka.

Tab. 3 Výsledky analýzy banských vôd
Tab. 3 Results of mine water analysis

	Dátum vzorkovania	pH	vodivosť	N-NH ₄	chloridy	Ca	Mg	sírany
			mS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Štôlna Horná Ves	24.05.2020	5,13	11,97	0,13	0,00	12,02	2,43	42,80
	29.06.2020	4,74	12,08	0,33	1,16	14,03	10,94	47,54
	22.07.2020	5,63	12,24	0,09	3,47	12,02	3,65	44,04
	19.08.2020	5,59	12,11	0,00	1,73	12,02	9,72	47,13
	29.09.2020	7,62	13,36	0,00	17,02	42,08	34,03	53,09
	19.10.2020	5,9	12,19	0,12	3,99	18,04	11,75	48,05
	24.11.2020	6,76	11,41	0,17	0,58	16,03	9,72	53,71
Hlavná dedičná štôlna	24.05.2020	6,6	50,19	0,81	5,22	56,11	20,66	185,21
	29.06.2020	5,94	100,53	0,87	8,12	136,27	40,11	478,88
	22.07.2020	7,35	53,90	0,96	9,25	68,14	17,02	195,09
	19.08.2020	6,83	42,48	0,67	5,20	54,11	17,02	138,91
	29.09.2020	7,64	39,41	0,62	5,67	46,09	13,37	120,39
	19.10.2020	6,93	67,15	0,89	6,35	88,64	30,59	289,55
	24.11.2020	7,22	116,39	1,42	4,62	172,34	75,36	618,82
Hlboká dedičná štôlna	24.05.2020	6,98	99,64	0,45	71,88	104,21	34,03	126,56
	29.06.2020	6,44	95,03	0,67	70,72	48,10	55,91	109,89
	22.07.2020	6,92	105,09	0,48	77,44	94,19	44,97	128,62
	19.08.2020	6,76	103,87	0,17	69,92	84,17	54,70	129,65
	29.09.2020	6,3	108,88	0,78	96,43	166,33	133,71	138,70
	19.10.2020	6,65	101,07	0,51	75,28	88,84	65,84	127,42
	24.11.2020	6,55	93,91	0,50	65,30	36,07	71,71	131,09
Voznická dedičná štôlna	24.05.2020	7,23	146,56	0,17	5,80	204,41	57,13	658,13
	29.06.2020	6,89	147,25	1,83	9,27	156,31	80,22	642,28
	22.07.2020	7,18	146,74	3,52	10,40	124,25	147,08	633,64
	19.08.2020	7,3	153,14	1,84	8,09	198,40	72,93	622,11
	29.09.2020	6,95	153,58	2,27	11,34	208,42	27,96	630,76
	19.10.2020	7,09	147,58	1,95	8,54	176,35	72,93	635,97
	24.11.2020	7,04	138,24	2,09	6,36	166,33	52,27	628,90
štôlna Zlatý stôl	24.05.2020	6,74	87,49	0,21	1,16	102,20	34,03	123,48
	29.06.2020	6,67	89,05	0,52	1,74	36,07	92,38	126,56
	22.07.2020	7,25	90,97	0,50	4,05	60,12	80,22	121,21
	19.08.2020	7,11	95,55	0,26	2,89	54,11	17,02	124,71
	29.09.2020	6,83	95,46	0,55	4,25	122,24	23,09	134,79
	19.10.2020	6,99	90,39	0,43	2,64	64,80	54,29	126,15
	24.11.2020	7,37	83,84	0,55	1,73	14,03	79,01	126,15
odkalisko Hodruša-Hámre	24.05.2020	7,34	127,44	0,81	6,38	154,31	47,40	537,12
	29.06.2020	7,3	145,04	2,04	6,38	98,20	69,28	593,10
	22.07.2020	7,74	143,51	1,18	8,09	150,30	142,21	790,68
	19.08.2020	7,63	124,65	0,47	7,51	142,28	47,40	482,58
	29.09.2020	6,88	171,51	1,59	7,80	226,45	6,08	667,39
	19.10.2020	7,27	141,19	1,29	6,89	149,97	59,36	587,87
	24.11.2020	6,73	135,59	1,67	5,20	128,26	43,76	455,83

Na vzorkovanie recipientov boli vybrané povrchové toky: Lučanský potok ako recipient bankských vôd zo štólne v Hornej Vsi, Kremnický potok ako recipient Hlbokej dedičnej štólne a Lučanského potoka a Hodrušský potok ako recipient bankských vôd zo štólne Zlatý stôl a drenážnych vôd z odkaliska (Tab. 4). Najčastejšie bol prekročený limit pre amoniakálny dusík, najmä vo vzorkách z Kremnického potoka a z Hodrušského potoka pod štôlnou Zlatý stôl. V Kremnickom potoku sú pravdepodobne vyššie hodnoty

amoniakálneho dusíka spôsobené fekálnou kontamináciou, pretože väčšie množstvo domácností pozdĺž Kremnického potoka stále nie je pripojené na verejnú kanalizáciu. V Hodrušskom potoku po zmiešaní s drenážnymi vodami už neboli zistené vyššie hodnoty amoniakálneho dusíka. Hoci vo vzorkách drenážnej vody boli pri niektorých parametroch namerané vyššie hodnoty, po zmiešaní s povrchovými vodami Hodrušského potoka všetky sledované ukazovatele spĺňali limity Nariadenia vlády 269/2010.

Tab. 4 Výsledky analýzy povrchových vôd recipientov
Tab. 4 Results of recipients' surface water analysis

	Dátum vzorkovania	pH	vodivosť	N-NH ₄	chloridy	Ca	Mg	sírany
			mS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Lučanský potok pod štôlnou Horná Ves	24.05.2020	6,61	40,89	0,52	6,96	46,09	18,23	66,68
	29.06.2020	6,68	38,36	0,79	5,22	60,12	15,80	57,83
	22.07.2020	7,51	43,33	0,66	8,09	48,10	19,45	66,88
	19.08.2020	7,38	48,53	0,67	8,09	44,09	32,82	76,76
	29.09.2020	7,52	48,07	0,68	16,31	58,12	24,31	72,23
	19.10.2020	7,13	43,00	0,65		51,77		70,28
	24.11.2020	7,07	38,80	0,57	3,47	54,11	19,45	81,29
Kremnický potok pred ústím do Hrona	24.05.2020	6,29	26,18	2,01	12,75	26,05	6,08	42,60
	29.06.2020	6,45	14,84	1,75	8,12	22,04	8,51	26,55
	22.07.2020	7,72	32,13	0,52	19,65	32,06	6,08	40,34
	19.08.2020	7,65	30,27	2,73	18,49	46,09	0,00	218,96
	29.09.2020	7,63	32,51	1,04	21,98	34,07	15,80	42,39
	19.10.2020	7,16	25,57	0,90		31,73		67,57
	24.11.2020	7,20	17,48	0,59	4,62	30,06	9,72	34,57
Hodrušský potok pod štôlnou Zlatý stôl	24.05.2020	6,81	66,25	0,36	2,32	36,07	57,13	115,04
	29.06.2020	6,77	53,21	0,32	4,06	64,13	24,31	119,57
	22.07.2020	7,58	58,35	0,33	6,36	32,06	53,48	118,13
	19.08.2020	7,47	68,38	4,75	8,09	106,21	48,62	116,68
	29.09.2020	6,88	65,67	1,59	4,96	50,10	54,70	124,92
	19.10.2020	7,15	59,06	1,25		55,78		116,03
	24.11.2020	7,41	42,52	0,17	0,58	46,09	25,53	101,87
Hodrušský potok pod odkaliskom	24.05.2020	7,49	71,68	0,69	5,22	80,16	26,74	215,47
	29.06.2020	7,39	66,90	0,96	6,38	48,10	46,19	178,83
	22.07.2020	8,66	81,45	0,53	8,67	58,12	71,71	259,92
	19.08.2020	7,84	60,37	0,41	5,78	76,15	20,66	155,37
	29.09.2020	6,90	58,40	0,32	5,67	74,15	23,09	138,29
	19.10.2020	7,63	67,53	0,54		64,46		192,62
	24.11.2020	7,51	66,37	0,31	3,47	50,10	47,40	208,26

Bola nameraná špecifická vodivosť bankských výtokov 3 mS/cm (Viadero et al., 2006), avšak vo vzorkách bankských vôd z oblasti slovenských neovulkánov boli namerané oveľa vyššie hodnoty s maximom 171,51 mS/cm (drenážna voda z odkaliska). Kyslé bankské výtoky sú charakteristické nízkymi hodnotami pH – 4,8 (Mahiroglu et al., 2009). V niektorých prípadoch boli zistené aj nižšie pH – 2,5 (Wolkersdorfer a Bowell, 2005). Vo vzorkách bankských vôd bola nameraná najnižšia hodnota pH (4,74) vo vzorke vody zo štólne Horná Ves v júni 2020. V prípade veľmi znečistených výtokov, je charakteristická vyššia koncentrácia síranov 6 700 mg/l (Mahiroglu et al., 2009), niekedy dokonca 20 000 mg/l (Wolkersdorfer a Bowell, 2005). Najvyššia koncentrácia síranov bola zistená vo vzorke drenážnej vody z odkaliska – 790,68 mg/l. Bankské výtoky tiež môžu dosahovať vyššie koncentrácie amoniakálneho dusíka – 430 mg/l (Viadero et al., 2006). Vo vzorkách bankských vôd zo skúmanej oblasti boli namerané oveľa nižšie koncentrácie. Koncentrácia amoniakálneho dusíka pravdepodobne závisí od špecifických podmienok lokality.

ZÁVER

Výsledky naznačujú relatívne stabilné zloženie bankských vôd v oblasti slovenských neovulkánov, aj keď medzi mesiacmi sú mierne rozdiely. Pre bankské vody bola charakteristické skôr neutrálne pH, ale vyššia vodivosť a zvýšené koncentrácie síranov a vápnika. V recipientoch nebola pozorovaná zhoršená kvalita povrchových vôd.

Napriek týmto výsledkom by bolo potrebné zistiť koncentrácie rizikových prvkov v bankských vodách aj ich recipientoch. Ťažké kovy aj v nízkych koncentráciách predstavujú výrazné riziko pre akvatické prostredie.

LITERATÚRA

- ACHARYA, B a KHAREL, G., 2020. Acid Mine Drainage from Coal Mining in the United States – An Overview. *Journal of Hydrology*, 588. ISSN: 0022-1694.
- BAJTOŠ, P., 2016. Mine waters in the Slovak part of the Western Carpathians - distribution, classification and related environmental issues. *Slovak Geol. Mag.* 16(1), 139-158. ISSN 1335-096X.
- BETZ, J. D. a NOLL, C. A., 1950. Total-Hardness Determination by Direct Colorimetric Titration. *Journal AWWA*, 42(1), 49-56. ISSN: 0003-150X.
- HARVEY, D., 2000. Modern Analytical Chemistry by David Harvey. Mc-Graw-Hill Companies. New York, USA. 798 p. ISBN 0-07-237547-7.
- HYBSKÁ, H. a SAMEŠOVÁ, D. 2014. Water treatment and purification processes. TUZVO. Zvolen. 124 p. ISBN 978-80-228-2629-7.
- MAHIROGLU, A., et al., 2009. Treatment of combined acid mine drainage (AMD) – Flotation circuit effluents from copper mine via Fenton's process. *Journal of Hazardous Materials*, 166, 782-787. ISSN: 0304-3894.
- Nariadenie vlády č. 269/2010 Z. z. Nariadenie vlády Slovenskej republiky, ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd
- NORDSTROM, D. K. et al., 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry*, 57, 3-16. ISSN: 0883-2927.
- SHUKLA M. a ARYA S., 2018. Determination of chloride ion (Cl⁻) concentration in Ganga river water by Mohr method at Kanpur, India. *Green Chemistry and Technology Letters*, 4(1), 6-8. ISSN: 2455-3611.
- Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, 2008. Management Technologies for Metal Mining Influenced Water: Basics of Metal Mining Influenced Water. Littleton, Colorado, USA : Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc., 2008. 55 s.
- STN EN ISO 5667-1: 2007 Kvalita vody. Odber vzoriek. Časť 1: Pokyny na návrhy programov odberu vzoriek a techniky odberu vzoriek
- Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, 2016. Vplyv ťažby nerastov na životné prostredie – Správa za rok 2015 [online]. [cit. 2019-11-29]. Dostupné na internete: http://dionysos.gssr.sk/cmsgf/files/Hodn_monitor_2015/04_Vplyv_tazby_2015.pdf
- United States Geological Survey, 2019. Mine Drainage [online]. [cit. 2019-01-16]. Dostupné na internete: https://www.usgs.gov/mission-areas/water-resources/science/mine-drainage?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects
- VIADERO, R. et al., 2006. Characterization and Dewatering Evaluation of Acid Mine Drainage Sludge from Ammonia Neutralization. *Environmental Engineering Science*, 23(4), 734-743. ISSN: 1557-9018.
- WALDER, I. F. a NILSSEN, S., 2005. Acid Rock Drainage from Norwegian Mines. *Mine Water and the Environment*, 24, 4-7. ISSN: 1025-9112.
- WOLKERSDORFER, C. a BOWELL, R., 2005. Contemporary Reviews of Mine Water Studies in Europe. *Mine Water and the Environment*, 24. ISSN: 1025-9112.
- ZADOROJNY, C. et al., 1973. Spectrophotometric Determination of Ammonia. *Journal Water (Pollution Control Federation)*, 45(5), 905-912. ISSN: 0043-1303.

PREHLADOVÉ PRÁCE
REVIEWS

ZÁKLADNÉ DRUHY A ICH VÝZNAM V SLADKOVODNÝCH EKOSYSTÉMOCH

ADAM JANTO

Katedra biológie a všeobecnej ekológie, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, adamjanto@gmail.com

ABSTRACT

Janto, A.: **Foundation species and their importance in freshwater ecosystems.**

Foundation species, originally defined by DAYTON (1972), are those species that are important to the community and processes in ecosystems beyond their abundance (at the same time, however, they usually reach high biomass). They create a habitat for other species, affect the nutrient cycle, energy flow, nature of interspecific interactions through the ecosystem or affect the development of the community. The concept of foundation species is relatively poorly known, although the foundation species belong to the most important elements of a given community and ecosystem. The purpose of the study was to summarize the theoretical background of the concept and to assess the importance of foundation species in freshwater ecosystems. Based on a literature review, we show that the role of freshwater foundation species in freshwaters is largely understudied and we propose some possible further research directions.

Key words: foundation species, secondary foundation species, freshwater ecosystems, facilitation cascade, interspecific interactions

ÚVOD

Definícia a význam základných druhov

Zavedenie pojmu a definície toho, čo sú to základné druhy (angl. *foundation species*; ďalej používaná skratka FS), je pripisované Paulovi K. DAYTONOVI (1972). V jeho ponímaní sú FS také druhy, ktoré sú „...[o]bvlášť dôležité pre udržiavanie štruktúry spoločenstva“. Zároveň uvádza, že FS dávajú spoločenstvu aj jeho základné usporiadanie.

Hoci Dayton pokladal za FS druhy na rôznych trofických úrovniach, v súčasnosti sú FS vnímané hlavne ako bazálne druhy (angl. *basal species*), t.j. druhy, ktoré nemajú korisť (napr. väčšina rastlín) a ktoré ovplyvňujú štruktúru ekosystému o. i. netrofickými interakciami (obr. 1).

Modernejšiu definíciu toho, čo sú FS, zostavenú po takmer 50-tich rokoch výskumu podáva ELLISON (2019): „...[z]ákladné druhy môžu byť definované ako druhy (alebo skupina funkčne podobných taxónov), ktoré dominujú zloženiu spoločenstva početne i v celkovej veľkosti (zvyčajne

biomase), určujú diverzitu pridružených taxónov prostredníctvom netrofických interakcií a modulujú kolobeh živín a tok energie v ekosystéme rôznymi spôsobmi, čím ho vlastne definujú“.

Základné druhy ďalej vytvárajú základnú štruktúru ekosystému (PARKER et al. 2004), poskytujú útočisko asociovaným druhom (STEWART et al. 2021), ovplyvňujú kolobeh látok (PASTOR et al. 2014), zlepšujú lokálne podmienky (ANGELINI, SILLIMAN 2014), poskytujú potravu (HERNANDEZ, TUSSENBROEK 2014), zvyšujú biodiverzitu (THOMSEN et al. 2018) alebo sa môžu podieľať na vývoji spoločenstva (BEST 2020).

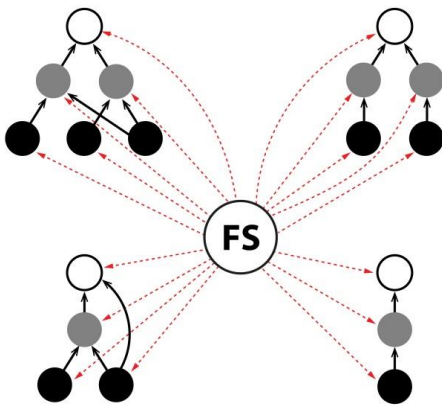
Ekológovia identifikujú základné druhy podľa troch určujúcich charakteristík (ELLISON 2019):

- 1) dosahujú vysokú abundanciu a pripadá na ne väčšina biomasy v ekosystéme
- 2) významnou mierou ovplyvňujú medzidruhové interakcie v celom ekosystéme
- 3) ich početné prepojenia na iné druhy väčšinou odrážajú netrofické alebo mutualistické interakcie, významne ovplyvňujú vlastnosti ekosystému tak, že z(ne)výhodňujú iné druhy, menia rýchlosť metabolizmu asociovaných

druhov a modulujú toky energie a živín v ekosystéme.

Základné druhy a medzidruhové interakcie

Základné druhy môžeme svojim významom v ekosystéme pripodobniť základnému kameňu stavby. Sú to druhy, ktoré určujú štruktúru spoločenstva a po ich vymiznutí alebo po významnom poklese ich početnosti sa štruktúra spoločenstva rozpadá.



Obr. 1 Centrálné postavenie základného druhu v ekosystéme

Fig. 1 Central position of foundation species in ecosystem

Základný druh (v strede) dosahuje v spoločenstve najvyššiu biomasu. Primárne interaguje netroficky (červené prerušované čiary) s producentami aj konzumentami viacerých trofických sietí spôsobmi, ktoré priamo ovplyvňujú trofické interakcie (plné čierne šípky) medzi ostatnými druhmi (napr. útočisko pred predátormi) alebo iné netrofické interakcie (napr. metabolizmus, reprodukcia). Biele kruhy predstavujú vrcholových predátorov, šedé kruhy predstavujú konzumentov druhého rádu a čierne kruhy predstavujú bazálne druhy. Upravené podľa ELLISON 2019.

FS sú však ekosystémovými procesmi ovplyvňované takisto, čo dokumentuje napríklad experimentálna štúdia vzťahu žraloka tigrieho (*Galeocerdo cuvier*) a morských rias (NOWICKI et al. 2021). Táto štúdia objasňuje význam nepriamych medzidruhových interakcií naprieč trofickými úrovňami pre zachovanie štruktúry ekosystému a jeho fungovania, konkrétne, ako môže priamy predačný tlak vyvolaný na konzumentov

prvého rádu za stresových podmienok pomôcť primárnym producentom, ktorí mali v ekosystéme postavenie FS.

GAGNON et al. (2020) publikovali metaanalýzu štúdií skúmajúcich vzťah makrofytov a lastúnikov kde ukázali, že medzidruhové interakcie medzi základnými druhmi a pridruženými organizmami môžu mať pozitívny aj negatívny charakter. Zistili, že 50% študovaných interakcií bolo pozitívnych – rastliny primárne podporovali prežívanie lastúnikov a ich abundanciu poskytnutím útočiska a substrátu, na ktorý sa mohli prichytiť. Lastúniky zase podporili rast rastlín a ich prežitie stabilizáciou sedimentu, jeho hnojením a znížením zakalenosti vody. To, či interakcie medzi základnými druhmi a pridruženými organizmami budú mať pozitívny alebo negatívny charakter závisí od viacerých podmienok:

- 1) **Charakter habitatu.** Ak sú druhy vystavené fyzickému stresu (napr. nedostatok zrážok, silné slnečné žiarenie) alebo silnému predačnému tlaku, podľa tzv. *Stress gradient hypothesis* (sensu BERTNESS, CALLAWAY 1994; ďalej CALLAWAY 2007; MAESTRE et al. 2009) prevládajú pozitívne vzťahy pri prežívaní v nehostinnom prostredí. Pokiaľ sa však podmienky prostredia zmenia na znesiteľnejšie (zvyší sa primárna produktivita ekosystému), druhy si môžu časom navzájom začať konkurovať o zdroje a ich vzťah sa z mutualistického zmení na kompetičný (ANGELINI et al. 2011). V niektorých prípadoch je však možné pozorovať aj opačný trend: medzi druhmi, ktoré spolu koexistujú na základe pozitívnych interakcií v stabilnom prostredí (napr. BASTOLLA et al. 2009), môže dôjsť po dostatočne silnej disturbance k silno antagonistickým reakciám (ANGELINI et al. 2011; HAO et al. 2013; LÜRIG 2019).
- 2) **Bionómia asociovaného druhu.** Niektoré asociované sekundárne základné druhy, napríklad imelo, imelovec, žijú ako epifytické (polo)parazitické rastliny, ktoré síce samotného hostiteľa (primárny základný druh – strom) vykorisťujú, na druhej strane poskytujú štruktúrne odlišný habitat a potravu živočíchom alebo sú v procese ich ontogenézy inak významné (napr. WHITTAKER 1984), čím podporujú dané spoločenstvo organizmov.
- 3) **Fyziognómia základného druhu.** Niektoré FS vytvárajú priestor pre asociované sekundárne základné druhy, bez toho, aby oni sami tým boli výrazne ovplyvnené (komezalizmus). Hostiteľský druh (napr. strom) vytvára fyzický substrát pre asociované druhy alebo zlep-

šuje mikroklímu (napr. ANGELINI, SILLIMAN, 2014).

- 4) **Nepôvodné druhy.** Charakter medzidruhových interakcií môže byť ovplyvnený zavlečením nepôvodného druhu do ekosystému. Veľmi silný konkurenčný vzťah môže nastať, pokiaľ nepôvodný druh obsadí podobnú nikú akú si vytvoril druh pôvodný alebo svojou činnosťou negatívne pôsobí na pôvodný druh iným spôsobom (napr. vylučovaním inhibujúcich látok; HEISEY 1990).

Avšak podľa výsledkov experimentu, ktorý realizovali THOMSEN et al. (2013), spoločný výskyt pôvodného FS spolu s nepôvodným druhom môže zvýšiť abundanciu organizmov aj komplexnosť potravného reťazca alebo zvýšiť biodiverzitu (RODRIGUEZ 2006; WALLENTINUS, NYBERG 2007). Takýto pozitívny vplyv môže mať votrelec predovšetkým pokiaľ vytvára štruktúrne odlišný habitat (RODRIGUEZ 2006; THOMSEN et al. 2012), čím napríklad poskytuje útočisko juvenilným štádiám živočíchov alebo im slúži ako potrava a zároveň sa nepôvodný druh vyskytuje v ekosystéme skôr len na malých ploškach.

Nepôvodné druhy spravidla invadujú biotopy, ktorým už dominuje jeden alebo viacero FS (STAEHR et al. 2000; LEVIN et al. 2002; WARD, RICCIARDI 2010; HAMMANN et al. 2013) a dopad na spoločenstvo je komplexný. Napríklad pokiaľ nepôvodný a pôvodný druh na seba vplývajú negatívne (konkurencia o zdroje, inhibícia), organizmy viazané na pôvodný FS môžu trpieť výrazným poklesom abundancie. Jeden invázny druh môže taktiež „pripraviť pôdu“ pre ďalšie nepôvodné druhy a uľahčiť ich inváziu (tzv. *Invasion Melt-down Model*; SIMBERLOFF, VON HOLLE 1999; SIMBERLOFF 2006), čo môže mať za následok totálnu deštrukciu medzidruhových interakcií.

Sekundárne základné druhy a facilitačná kaskáda

Významu pozitívnych interakcií v prírode sa postupne začína venovať vyššia pozornosť. Ako uvádza STACHOWICZ (2001), pozitívne interakcie sú všadeprítomné a mohli položiť základy takých rozmanitých evolučných javov ako pôvod eukaryotických buniek, evolučnej radiácie rastlín či prosperovania koralových útesov. Pozitívne interakcie teda majú v ekosystéme veľký význam (napr. STACHOWICZ 2001; BORST et al. 2018; THOMSEN et al. 2018; GAGNON et al. 2020).

V tomto kontexte je užitočné rozdeliť základné druhy na primárne (PFS) a sekundárne (SFS).

PFS menia svojou prítomnosťou v ekosystéme jeho environmentálne podmienky, čím umožňujú osídliť prostredie aj iným druhom (BRUNO et al. 2003; ANGELINI, SILLIMAN 2014) a vytvárajú štruktúrny skelet pre mnohé ďalšie druhy (ETTINGER, EISEN 2019; LÜRIG 2019; PUCHE et al. 2020). Druhy, ktoré sú asociované na PFS a spĺňajú niektoré ďalšie atribúty definície FS vyčleňujeme ako SFS (THOMSEN et al. 2018). Prítomnosť SFS vplýva na komplexnosť ekosystému a umožňuje výskyt ďalších organizmov (ANGELINI et al. 2011). Takéto podporovanie, uľahčovanie výskytu jedného druhu druhým označujeme pojmom facilitačná kaskáda (angl. *facilitation cascade*, napr. BISHOP et al. 2012; ANGELINI, SILLIMAN 2014).

SFS sú častokrát funkčne odlišné od PFS, čím môžu podporovať organizmy daného spoločenstva alebo vytvárajú habitat pre iné druhy (napr. YAKOVIS et al. 2012). SFS majú podľa doterajších výskumov významné postavenie pre fungovanie ekosystému: zvyšujú komplexitu trofických sietí (BORST et al. 2018), zvyšujú funkčnú diverzitu, vytvárajú „jasle“ pre juvenilné štádiá bezstavovcov (ANGELINI et al. 2011), slúžia ako refúgia pred predátormi atď. (napr. LÜRIG 2019; PUCHE et al. 2020). Svojim výskytom, postavením a fungovaním v ekosystéme teda patria medzi hlavné činitele podmieňujúce jeho dynamiku.

Ako ilustračný príklad facilitačnej kaskády môžeme využiť štúdiu ANGELINI, SILLIMAN (2014) zameranú na význam epifytov *Tillandsia usneoides* rastúcich na duboch *Quercus virginiana*. Z jej výsledkov vyplýva, že stromy znižujú stres vyvolaný environmentálnymi podmienkami, čím podporujú prežívanie epifytov (zlepšujú mikroklímu) a poskytujú im substrát, na ktorý sa môžu uchytiť. V trsoch epifytov nachádzajú priaznivejšie environmentálne podmienky juvenilné štádiá bezstavovcov nakoľko je v nich vyššia vzdušná vlhkosť, čo znižuje rýchlosť ich vysychania. Okrem toho epifyty vytvárajú oproti stromom štruktúrne odlišný habitat, čo podporuje prítomnosť ďalších druhov živočíchov. Tieto epifyty ako SFS poskytujú útočisko pred predátormi a zvyšujú úspešnosť prežitia juvenilných štádií bezstavovcov.

Základné druhy sladkovodných ekosystémov

MARAZZI et al. (2019) vyčlenili tri kategórie sladkovodných FS:

- 1) Jednobunkoví primárni producenti
- 2) Makrofyty
- 3) Stromy

Jednobunkoví primárni producenti

Táto kategória je v rámci postavenia a definície FS pomerne sporná. Členenie jednobunkových primárnych producentov ako FS je totižto v rozpore s viacerými bodmi definície, ktorú formuloval ELLISON (2019). Nedominujú spoločenstvu celkovou biomasou a nevytvárajú svojou prítomnosťou v ekosystéme jeho základnú štruktúru. Na druhej strane pojednávať o nich iba ako o primárnych producentoch neberie do úvahy ich významný vplyv na fungovanie ekosystému a definícia jednobunkových producentov v zmysle bazálnych druhov tiež nie je dostačujúca.

Príkladom ekosystému, v ktorom majú jednobunkoví primárni producenti mimoriadny význam, je potravný reťazec antarktických vôd, ktorého potravnú základňu tvorí fytoplanktón (CAVAN et al. 2019). Fytoplanktón predstavuje hlavný zdroj potravy pre krill, ktorý plní funkciu tzv. *connecting species* (PUCHE et al. 2020). Ten tvorí potravu pre konzumentov vyššieho rádu a prenáša energiu a živiny z fytoplanktónu do vyšších trofických úrovní. Druhy tvoriace fytoplanktón síce nedominujú množstvom biomasy v spoločenstve v danom momente, čo je v rozpore s definíciou FS, avšak ako r-stratégovia, ktorí sú intenzívne spásaní krillom vďaka rýchlemu reprodukčnému cyklu dominujú celkovou vyprodukovanou biomasou v dlhšom časovom horizonte. Spoločenstvo jednobunkových primárnych producentov teda podmieňuje charakter a existenciu celého potravného reťazca antarktických vôd.

Ďalším príkladom ekosystému, v ktorom tvoria jednobunkoví primárni producenti potravnú bázu trofického reťazca je jazero Nakuru (Keňa). Pre toto jazero je typická vysoká salinita vody, čo predstavuje nepriaznivé podmienky pre väčšinu fototrofných organizmov. V takýchto podmienkach však dobre prospieva cyanobaktéria *Spirulina platensis*, ktorá predstavuje hlavný zdroj potravy pre plameniaka *Phoeniconaias minor* (VARESCHI 1984).

Jednobunkoví primárni producenti majú ale významné postavenie v biotopoch aj na našom území. V horných úsekoch riek (krenál, ritrál) kde makrofyty ešte nenachádzajú vhodné podmienky (turbulentné prúdenie vody, málo živín) môžu byť jednobunkoví primárni producenti jediným zdrojom primárnej produktivity ekosystému. Podporujú spoločenstvá bezstavovcov a ovplyvňujú kolobeh živín a tok energie. V rýchlo tečúcich vodách to je napr. perifytón, na ktorý sa špecializovala funkčná potravná skupina bezstavovcov – zoškrabávače.

Odhliadnuc od čiastočnej rozporuplnosti vyčleňovania jednobunkových producentov ako FS nemožno namietat', že majú dôležité postavenie vo vodných ekosystémoch. Ako ďalší príklad pre

toto tvrdenie možno uviesť štúdiu KILROY et al. (2009), v ktorej autori uvádzajú, že v plytkých riekach Nového Zélandu utvárajú rozsievky *Ditymospheia geminata* hrubé epilittické povlaky a podporujú vysokú abundanciu bezstavovcov zo skupín Oligochaeta, Chironomidae, Cladocera a Nematoda (KILROY et al. 2009). Alebo štúdia ROBER et al. (2015) poukazujúca na to, ako bentické rozsievky (napr. *Nitzschia*) a euglenoidy (napr. *Euglena* a *Trachelomonas*) prosperujú v habitatoch s vysokým obsahom živín a nízkou úroveňou slnečného žiarenia (roztápajúci sa permafrost na Aljaške), pričom ich zárasty tvoria habitat pre nimi sa kŕmiace bezstavovce, napríklad slimáky.

Medzi jednobunkovými producentami a inými organizmami môžeme tiež pozorovať aj mutualistické interakcie, čím plnia ďalší bod z definície FS (*sensu* ELLISON 2019). Napríklad KOKFELT et al. (2009) zistili pozitívne interakcie medzi rozsievkami rodu *Eunotia* a *Pinnularia* a ostricami. JÄGER-ZÜRN, GRUBERT (2000) zase preukázali význam epilittického povlaku siníc pri uchytení makrofytov na substráte.

Známym sezónnym prejavom, často negatívnym, je rozmach fytoplanktónu a tvorba tzv. vodného kvetu. Je spojený s nadbytkom živín, ktoré je fytoplanktón schopný rýchlo využiť. Môže mať viaceré nepriaznivé dôsledky na biotu (LÜRIG 2019): 1) narúša, resp. mení medzidruhové interakcie, 2) zatienením vodných makrofytov spôsobuje ich úhyn, tým pádom aj úhyn druhov na makrofyty viazané, 3) zložky fytoplanktónu často obsahujú a vylučujú škodlivé látky (niekedy jedovaté aj pre človeka).

Rozmachu fytoplanktónu už boli venované mnohé štúdie, pomerne málo ich však bolo realizovaných so zámerom posúdiť vplyv fytoplanktónu na základné druhy, resp. na meniace sa medzidruhové interakcie základných druhov s ostatnými zložkami ekosystému. Závery experimentálnej štúdie, ktorú realizovali NARWANI et al. (2019) hovoria v neprospech udržania rovnovážneho stavu ekosystému po predmnožení fytoplanktónu. Takýto rozvrät môže byť nezvratný, a preto treba venovať vzťahu fytoplanktónu a ostatných jednobunkových producentov so základnými druhmi zvýšenú pozornosť.

V budúcnosti je v súvislosti s klimatickou zmenou predpokladaná väčšia nerovnomernosť v rozdelení zrážok v čase aj priestore (SEMMLER, JACOB 2004; O' GORMAN 2015). Na takéto disturbance môžu lepšie reagovať jednobunkoví primárni producenti, ktorí majú kratší životný cyklus a niektoré druhy týchto funkčne podobných taxónov môžu byť schopné využiť nerovnováhu v ekosystéme (BUŽANČIĆ 2016), čo môže viesť k zmene ich postavenia v ekosystéme ako základného druhu.

Makrofyty

Význam makrofytov v sladkovodných ekosystémoch je nesporný. Vytvárajú štruktúru ekosystému a ovplyvňujú jeho druhové zloženie (ARGENTINA et al. 2010; PUCHE et al. 2020), ovplyvňujú spoločenstvá bentosu (HUTCHENS et al. 2004), ovplyvňujú medzidruhové interakcie v ekosystéme (NARWANI et al. 2019), poskytujú potravu primárnym konzumentom (NEWMAN 1991), pôsobia na sekundárnych konzumentov (CROWDER, COOPER 1982), ovplyvňujú kolobeh živín (BARKO, JAMES 1998) či spomaľujú ich odnos z ekosystému (VILA-COSTA et al. 2016). Taktiež ovplyvňujú rýchlosť toku a sedimentáciu materiálu (WOOD, FREEMAN 2017) a poskytujú ľuďstvu mnohé služby (JANSSEN et al. 2021).

Svojimi vlastnosťami sa o. i. podieľajú na samoregulačných procesoch ekosystému. V stresových podmienkach začnú napríklad vylučovať alelopatické látky, ktorými inhibujú rast fytoplanktónu. Tieto látky však môžu nepriaznivo pôsobiť aj na ostatné zložky spoločenstva (NARWANI et al. 2019).

Makrofyty svojou prítomnosťou taktiež vytvárajú habitat pre ďalšie organizmy (DVOŘÁK, BEST 1982), ako napríklad rôzne bezstavovce (napr. KRIEGER, BURBANCK 1976; HUDSON, HAYS 1975; DUNCAN 2008) či ryby (CONNELLY et al. 1999). Korene, stonky a listy zase poskytujú substrát perifytónu (PIP, ROBINSON 1984).

Stromy

Význam stromov ako FS sladkovodných ekosystémov tkvie hlavne v ich vklade alochtónnej organickej hmoty vo forme listového opadu a drevnjej biomasy do vodného prostredia. Takáto alochtónna biomasa môže tvoriť významný zdroj energie celej trofickej pyramídy.

Áké funkčné potravné skupiny detritovorných organizmov sa budú v ekosystéme vyskytovať záleží vo veľkej miere od kvalitatívnych vlastností samotného opadu (YOUNGQUIST et al. 2020). Vlastností listového opadu významne vplývajú na spoločenstvo vodného ekosystému. Jedná sa buď o chemické látky, ktoré opad obsahuje (COMPSON et al. 2013), obsah a pomer živín (PASTOR et al. 2014) alebo o to, či sa druh na stanovišti vyskytuje prirodzene alebo je nepôvodný (YOUNGQUIST et al. 2020). To samozrejme podmieňuje výskyt a početnosť určitých organizmov, ktoré disponujú schopnosťami využiť dané zdroje prostredia a existovať v nastolených podmienkach.

Mŕtva drevná biomasa (kmene, korene, vetvy atď.) zase vytvára fyzický substrát, na ktorý sa môžu organizmy prichytiť a slúži ako habitat, resp. súbor mikrohabitatov, ktoré mŕtvy strom vytvára (DERKA et al. 2001), ako zdroj potravy (ANDERSON et al. 1984) či konštrukčný materi-

ál (WRIGHT et al. 2002). Mŕtva drevná biomasa slúži tiež ako refúgium, ovplyvňuje vlastnosti toku rieky a vytvára biogeochemické „hot-spots“, teda miesta s vyššou koncentráciou organických a anorganických látok voči okolitému prostrediu (HEILPERN, WOOTTON 2018), spomaľuje odtok energie z ekosystému (pri riekach) a predlžuje pomyselnú špirálu živín (BILBY, LIKENS 1980).

Pôvodných aj prehľadových vedeckých prác zameraných na sladkovodné FS je však minimum. Cieľom tejto práce bolo zistiť, akými spôsobmi ovplyvňujú ekosystém, aké v ňom majú postavenie, aké sú medzery v ich poznaní a výskume a koľko štúdií bolo sladkovodným FS venovaných.

METODIKA

Cieľom tejto štúdie bolo zosumarizovať informácie o význame FS v sladkých vodách. Rešerš sme spracovali systematicky s použitím databázy Web of Science. Keďže sme pred začiatkom rešerše predpokladali, že prác zameraných na sladkovodné FS bude veľmi málo, boli zvolené pomerne všeobecné kľúčové slová, resp. ich kombinácie: „Foundation species“ AND freshwater*; „Foundation species“ AND stream*; „Foundation species“ AND lake*; „Foundation species“ AND „freshwater“ AND river* a „Foundation species“ AND pond*.

Z každého článku sme sa snažili získať tieto informácie: a) geografickú lokalizáciu štúdie, b) dĺžku, resp. obdobie, v ktorom bola štúdia realizovaná, c) o aký typ ekosystému sa jednalo, d) aké FS štúdia zahrňovala, e) čo bolo cieľom štúdie, f) vplyv FS na diverzitu, g) vplyv FS na fungovanie ekosystému.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Za použitia uvedených kľúčových slov sme v databáze Web of Science našli 12 pôvodných vedeckých prác zameraných na sladkovodné FS. Prehľadovo sú uvedené a spracované v tab. 1. Ukázalo sa, že problematika sladkovodných FS je veľmi slabo preskúmanou oblasťou hydrobiológie, obzvlášť ak berieme do úvahy významné postavenie FS v sladkovodných ekosystémoch.

Stav poznania problematiky sladkovodných základných druhov

Po sumarizácii a spracovaní odbornej literatúry zameranej na sladkovodné základné druhy si dovoľíme tvrdiť, že sladkovodné základné druhy svojim významom spĺňajú kritériá definície FS podľa ELLISONA (2019), ktorú sme pre vyčlenenie FS považovali za smerodajnú.

Mierne spornou kategóriou ostávajú jednobunkoví producenti. Výskumné práce, ktoré by o nich pojednávali primárne ako o FS sme ne našli. Ak sa v štúdiu zameranej na FS objavili, predstavovali prejav disturbancie (rozmach fytoplanktónu vplyvom eutrofizácie). MARAZZI et al. (2019), ktorí ich ako FS vyčleňujú aspoň poukazujú na vysoký význam tejto zložky vodných spoločenstiev a vytvárajú priestor pre odbornú diskusiu.

Význam sladkovodných FS spočíva v tom, že ovplyvňujú spoločenstvo organizmov aj celý ekosystém. Modifikujú kolobeh živín, toky energie, vytvárajú habitat pre ostatné organizmy, zabezpečujú primárnu produktivitu a zdroj potravy, ovplyvňujú medzidruhové interakcie aj reakcie ekosystému na disturbancie, zvyšujú biodiverzitu a komplexitu ekosystému atď.

MEDZERY VO VÝSKUME SLADKOVODNÝCH ZÁKLADNÝCH DRUHOV

Pôvodných vedeckých prác zameraných na sladkovodné základné druhy je relatívne málo a vzhľadom na ich významné postavenie v ekosystémoch sa jedná o slabo preskúmanú oblasť hydrobiológie. Najväčší počet štúdií zameraných na význam FS v ekosystémoch sa zaoberá terrestrickými (resp. lesnými) a morskými ekosystémami. Tento záver nie je prekvapujúci, keďže moria a oceány pokrývajú približne 2/3 povrchu Zeme a lesy zaberajú približne 30% rozlohy pevniny (BONAN 2008), zatiaľ čo sladkovodné ekosystémy (t. j. rieky a jazerá) tvoria len nepatrný percentuálny podiel.

Sladkovodné ekosystémy však patria medzi jedny z najviac ohrozených ekosystémov, na ktoré je vyvíjaný silný antropogénny tlak (POFF, DAY 2002; CRAIG et al. 2017). Viac štúdií zameraných na porozumenie vnútroekosystémových procesov podmienených sladkovodnými FS môže priniesť výsledky využiteľné aj v ochrane a manažmente sladkovodných ekosystémov.

Z dôvodu meniacich sa prírodných podmienok v súčasnosti a blízkej budúcnosti a zvyšujúceho sa antropogénneho tlaku na vodné ekosystémy je dôležité rozšíriť poznanie a pochopiť význam makrofytov v úlohe základných druhov detailnejšie aj v rámci nášho územia. Vplyvom klimatickej zmeny môže dôjsť k významnému úbytku makrofytov vo vodných ekosystémoch (napr. charofytov; JOYE, REY-BOISSEZON 2015) alebo naopak, k ich expanzii a šíreniu nepôvodných druhov (HRIVNÁK et al. 2019; BUBÍKOVÁ et al. 2020). Ako konštatujú WOOD, FREEMAN (2017), úbytok rastlín z riek by mohol znížiť 1) biomasu bezstavov-

cov a množstvo zdrojov pre terrestrické a vodné hmyzožravce; 2) retenciu živín v bentose, čo by ovplyvnilo rovnováhu uhlíka a dĺžku špirály živín; 3) zadržiavanie organických látok a zdrojov pre vodné detritovory; 4) stabilitu a komplexitu koryta toku; 5) a zvýšiť odnos autochtónnej organickej hmoty a teda zdrojov dostupných po prúde.

Pri poznávaní významu sladkovodných základných druhov treba brať do úvahy aj ich interakcie s ostatnými biotickými zložkami ekosystému (PUCHE et al. 2020). Vhodným prostriedkom ako k takémuto poznaniu dospieť sú experimentálne pody (NARWANI et al. 2019) ale aj štúdie *in situ* (COMPSON et al. 2013). Takisto treba venovať viac pozornosti niektorým málo preskúmaným skupinám organizmov. Napríklad úroveň poznania ekológie a diverzity sladkovodných húb v sladkovodných ekosystémoch je nízka (GROSSART et al. 2016; GROSSART et al. 2019), napriek tomu, že zohrávajú v ekosystémoch významnú úlohu (JULES et al. 2014; PARK et al. 2014). Aké interakcie prebiehajú medzi sladkovodnými hubami, ale aj inými mikroorganizmami a sladkovodnými FS sa môžeme zatiaľ z veľkej časti len domnievať.

Úsilie pri štúdiu sladkovodných FS by sa malo venovať aj ich vzťahu k nepôvodným druhom (DEXTRASE, MANDRAK 2006). Interakcie, ktoré prebiehajú medzi sladkovodnými FS a nepôvodnými druhmi, nie sú v dostatočnej miere preštudované (WARD, RICCIARDI 2010). Skryté nebezpečenstvo v súvislosti s prienikom nepôvodných druhov do ekosystémov môže predstavovať extinkcia ekologických vzťahov. K zániku ekologických vzťahov v spoločenstve dochádza dokonca ešte vo vyššej miere ako k zániku druhovej diverzity (VALIENTE-BANUET et al. 2015). Z tohto tvrdenia vyplýva, že invázne druhy, ktoré vytlačujú pôvodné FS, sú pre fungovanie spoločenstva obzvlášť nebezpečné. Dokonca môžu pôvodné FS z ekosystému úplne vytlačiť a sami sa stať základnými druhmi, čo sa však prejaví na charaktere spoločenstva a vlastnostiach ekosystému. Na mnohých miestach ohrozujú nepôvodné druhy vodné biotopy (aj) na našom území už dnes (ČUDA et al. 2020; KRASZEWSKI 2007), preto treba tejto páľčivej problematike venovať vysokú pozornosť.

VÝZNAM FS V EVOLÚCII?

Zaujímavou otázkou by mohla byť úloha FS v evolúcii. FS ovplyvňujú environmentálne podmienky a výskyt určitých druhov, vplývajú na ich abundanciu, mieru prežitia a množstvo vyprodukovaného potomstva, teda ovplyvňujú základné činitele darwinovského prírodného výberu. Tiež

Tab. 1 Sumár literárnej rešerše zameranej na sladkovodné FS
Tab. 1 Summary of literary research focused on freshwater FS

Poradie	Štúdia	Základné druhy	Cieľ štúdie	Vplyv na diverzitu	Vplyv na fungovanie ekosystému	Ekosystém	Typ štúdie	Lokalita	Doba realizovania výskumnej časti
1	Hao et al. (2013)	<i>Myriophyllum spicatum</i> ; <i>Potamogeton maackianus</i>	Odhaliť charakter medzidruhových interakcií medzi skúmanými druhmi pod vplyvom eutrofizácie.	Pri pomere 1 <i>M. spicatum</i> a 3 <i>P. maackianus</i> bola dosiahnutá väčšia biomasa a maximálna facilitácia medzi makrofýtmí.	Výsledky preukázali meniace sa interakcie medzi makrofýtmí od facilitácie k neutrálnym až po kompetíciu počas postupného procesu eutrofizácie.	lentický	experimentálné e pondy	Kuming, provincia Yunnan, Čína	—
2	Narwani et al. (2019)	<i>Myriophyllum spicatum</i> ; <i>Dreissena polymorpha</i>	Zistiť, ako ovplyvňujú interakcie medzi FS biomasu planktonických primárnych producentov a ich stabilitu voči zvyšujúcejmu sa inputu živín.	Samostatne oba druhy znížili biomasu fytoplanktónu avšak pospôbili bol efekt opätyn. Rozmach fytoplanktónu môže spôsobiť útlm mnohých organizmov.	Pokiaľ sa v pondoch nachádzal iba jeden druh, ekosystém sa z destabilizácie zotavoval rýchlejšie ako keď boli prítomné oba druhy (obzvlášť po veľkých dávkach živín).	lentický	experimentálné e pondy	Dibendorf, Švajčiarsko	Jún 2016 - Február 2017
3	Lürrig et al. (2021)	<i>Myriophyllum spicatum</i> ; <i>Chara tomentosa</i>	Posúdiť, ako makrofýty ovplyvňujú teplotnú variabilitu vodných ekosystémov.	Makrofýty priležitostne zvýšili variabilitu v druhovom zložení fytoplanktónu, konduktivite aj hodnotách zloženia rozpusteného organického uhlíka.	Počas celého experimentu mali makrofýty pozitívny vplyv na priemerne hodnoty rozpustenej organickej hmoty, negatívny vplyv na biomasu fytoplanktónu a tiež slabý alebo žiadny vplyv na rýchlosť metabolizmu, zloženie rozpustenej organickej hmoty a konduktivitu.	lentický	experimentálné e pondy	Dibendorf, Švajčiarsko	Jul - Október 2015
4	Puche et al. (2020)	<i>Chara hispida</i> (+ herbivory ako "connecting species")	Odhaliť štruktúru ekosystémovej siete a úlohu elementov v ekosystéme; zistiť vplyv úbytku charofytov na ekosystém.	Pripadný pokles početnosti charofytov spôsobí veľkú škodu obyvateľom vodných porastov, ktorým poskytujú útočisko a zvyšujú mieru ich prežitia.	Výsledky potvrdili ústredné postavenie charofytov v ekosystéme a veľkých mobilných herbivorov, žijúcich vo vodných porastoch tvorených makrofýtmí ako "mostov" medzi ostatnými zložkami ekosystému; biota periférnou sa ukázala ako zložka schopná najviac ovplyvniť ostatné elementy ekosystémovej siete.	lentický	experimentálné e pondy	—	—
5	Cushman et al. (2014)	<i>Populus fremontii</i>	Posúdiť význam ekologických a environmentálnych procesov, ktoré ovplyvňujú genetickú diverzitu, štruktúru a konektivitu v krajine populácie druhu <i>P. fremontii</i> (FS brehových porastov).	Genetický tok je čiastočne ovplyvňovaný konektivitou riečne siete a sezónnymi úhrami znakov; genetický tok uľahčuje stredne-veľké až veľké rieky a brzdia ho menšie rieky a terestrické vyvýšiny (vplyv vyvýšenín je menší, ak sa v blízkosti nachádza veľká rieka).	Pokračujúca fragmentácia brehových porastov bude viesť k strate genetickej konektivity na úrovni krajiny; tiež povedie k zvyšujúcemu sa inbreedingu a strate genetickej diverzity FS - to bude mať negatívny kaskádový efekt na celé spoločenstvo.	lotický	in situ	—	—
6	Compton et al. (2013)	<i>Populus fremontii</i> ; <i>Populus angustifolia</i>	Zistiť, ako listový opad ovplyvňuje emergentný vodný hmyz; <i>P. fremontii</i> - rýchlo sa rozkladajúci opad, listy obsahujú menej obranných chemických látok oproti <i>P. angustifolia</i>	Balíky pomaly sa rozkladajúcich listov podporovali emergentný hmyz vo väčšej miere ako balíky rýchlo sa rozkladajúcich listov (o 25% vyššia abundancia v jarnom období); Shannonov index diverzity [H'] bol vyšší na jar u <i>P. fremontii</i> , počas roka však neboli zistené žiadne rozdiely.	Funkčné potravné skupiny emergentného hmyzu sa líšili ako medzi typmi opadu, tak aj medzi druhmi; jar: <i>P. angustifolia</i> - prevažovali zhrňiace-zberače; <i>P. fremontii</i> - prevažovali zberače - filtrátory. Biomasa drvčích bola vyššia na opade z <i>P. angustifolia</i> počas jesene.	lotický	in situ	Wet Beaver Creek, Arizona, USA	Máj - Jún 2008; December 2008 - Január 2009

**Pokračovanie Tab. 1
Continued Tab. 1**

7	Pastor et al. (2014)	<i>Populus fremontii</i> ; <i>Populus angustifolia</i>	SKŤMAŤ ok uhlika (C) a dusíka (N) z potoka a listového opadu do mikrobiálnych biofilmov počas jeho rozkladu.	Typ listov silno ovplyvnil biomasu a stechiometriu mikrobiálnych spoločenstiev nastúčených na listovom opade (na opade z <i>P. fremontii</i> vyššia biomasu). Pomer medzi C a N v mikroorganizmoch pochádzajúcich z potoka sa, narozdiel od listov, nešiel v závislosti od typu listového opadu. Zvyšší sa však v priebehu dekompozície.	Hrubá (brutto) imobilizácia N z toku bola vyššia pre <i>P. fremontii</i> v porovnaní s <i>P. angustifolia</i> , pravdepodobne ako dôsledok vyššej mikrobiálnej biomasu na <i>P. fremontii</i> . Naproti tomu hrubá imobilizácia Z vodného toku bola nižšia pre <i>P. fremontii</i> ako pre <i>P. angustifolia</i> . Z rozkladu organického uhlíka v toku bol použitý ako ďalší zdroj energie mikrobiálnymi spoločenstvami rastúcimi na pomaly sa rozkladajúcom opade.	lotický	in situ	náhorná rovina Colorado Plateau, Arizona, USA	November - December 2011
8	Youngquist et al. (2020)	listy stromov brehových porastov	Porovnať "rýchlosť" rozkladu listového opadu druhov <i>Fraaxinus nigra</i> , <i>Quercus bicolor</i> , a <i>Carex lactustris</i> . Posúdiť vplyv listov (spomenutých druhov + <i>Populus balsamifera</i> , <i>Ulmus americana</i> a <i>Alnus incana</i>) ako potravy pre larvu potočníka <i>Limnephilus indvividus</i> .	Larvám potočníkov sa darilo najlepšie prežvať a využívať zdroje v nádobách s listami <i>F. nigra</i> a <i>A. incana</i> . Tieto druhy sa počneme v okolí skámaných mokradí.	Listový opad druhu <i>F. nigra</i> sa oproti <i>Q. bicolor</i> a <i>C. lactustris</i> rozkladal 2-3x rýchlejšie. Výsledky naznačujú, že strata <i>F. nigra</i> zmení fyzické vlastnosti potravinár, vianosti listového opadu a vplyv drevkov na jeho rozklad.	lentický	in situ nádobky s listami	Chippewa National Forest, Minnesota, USA	2016
9	Heilpern et Wootton (2018)	odumretá biomasu stromov druhu <i>Cedrela odorata</i>	Posúdiť vplyv drevnej biomasu <i>C. odorata</i> na dynamiku potravných sieť v tropických lužných riechach (floodplains rivers) a ich mŕtvych ramienach.	Výsledky preukázali nepriamy vplyv drevnej biomasu na potravnú sieť riek aj mŕtvych ramien spôsobený prebiehajúcimi interakciami s rybami. Ryby ovplyvňujú abundanciu bezstavovcov na ploškach so zvyškami drevnej biomasu - slázi bezstavovcom (ale aj malým rybám) ako keď sú. Zdrovch spojov odumretých stromov, ktoré sa sedimentu bohatšieho na živiny.	Odumreté zvyšky dreva sú v ekosystéme zoonerofágickým činiteľom formujúcim vodné spoločenstvá aj samotne vlastnosti ekosystému (turbulencia vody, akumulácia sedimentu). Výsledky tak tiež preukázali významnejší vplyv rýb na akumuláciu partikulovanej hmoty v hromadách dreva ako mimo nich.	lotický + lentický	in situ	rieka Manu, blízko Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru	August - September 2014
10	Evans et al. (2012)	<i>Tsuga canadensis</i>	Kvantifikovať zmenu inputu drevnej biomasu do vodných tokov spôsobenú patogénom <i>Adelges canadensis</i> .	Zmeny v množstve inputu drevnej biomasu sa potvrdili. Táto disturbance môže mať trvalý dopad na fungovanie, štruktúru a spoločenstvá vodných ekosystémov.	Porasty postihnuté druhom <i>A. canadensis</i> poskytovali 3x viac drevnej biomasu do vodných tokov (0,20 m ³ /100 m ² oproti nepostihnutým územiam.	lotický	in situ	viaceré štáty USA	—
11	Adkins et Rieske (2015)	<i>Tsuga canadensis</i>	Porovnať benthické spoločenstvá riek s brehovými porastom stromov druhu <i>T. canadensis</i> oproti spoločenstvám s pobrežnými porastami opadajúcich stromov; posúdiť význam patogénu <i>Adelges canadensis</i> pre benthické spoločenstvá.	Autori štúdie zistili rozdiely v počtenosti v benthických spoločenstvách a ich diverzite na úrovni ľelade (medzi dvomi týpmi brehovej vegetácie).	Zberače-zhrňuče a spásate boli počtenšie počas leta v riekach s brehovými porastami tvorenými tsugou kanadickou (opadu z listnatých stromov je v tomto období málo). Invdazy neprevodný patogén usady benthických spoločenstiev ohrozujú v vodné ekosystémy.	lotický	in situ	Cumberland Plateau, Kentucky, USA	september 2008 - september 2010
12	Jules et al. (2014)	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	Posúdiť význam heterogenity vo vzťahu hositeľ - strom <i>Ch. lawsoniana</i> (FS, ktorý vytvára brehovú vegetáciu) a herozien - <i>Phytophthora ramulosa</i> (invázna riasovka (oomycéta)). Infekcia riasovkou <i>P. lateralis</i> je pre <i>Ch. lawsoniana</i> takmer vždy smrteľnou.	Postihnuté boli hlavne staršie stromy (69 % postihnutých jedincov s hrúbkou ≥ 20 cm vs. 23 % jedincov s hrúbkou ≤ 10 cm), keďže sa spory <i>P. lateralis</i> šíria silnejšie v starších mladých stromoch. Infikovaných jedincov sa nachádzalo na výššinách (mimo dosahu vody); postihnuté boli teda hlavne staršie jedince s dobre vyvinutou koreňovou sústavou.	Infikovaním prevažne starších jedincov mení <i>P. lateralis</i> štruktúru populácie, čím môže viesť k zmenám v blízkosti riek spevňujú svojimi koreňmi ich brehy - môže dôjsť k erozii brehov.	lotický	in situ	Siskiyou Mountains, Oregon a Kalifornia, USA	—

podmieňujú charakter medzidruhových interakcií v celom ekosystéme, čo je ďalší významný vývojový faktor (napr. WEBER et al. 2017). Zákonite sa naskytuje otázka, akú úlohu zohrali základné druhy vo vývoji celých evolučných biot v daných environmentálnych podmienkach a ako ovplyvnili vývoj života na Zemi. Napríklad hneď v prvo-počiatkoch života vykonali sinice (fytoplanktón ako FS) jednu z najdramatickejších environmentálnych zmien v histórii Zeme vôbec. „Znečistili“ ovzdušie kyslíkom. Odpadné produkty tejto taxonomickej skupiny umožnili rozmach vyšších foriem života. Z tohto dôvodu by mohlo byť zaujímavé a obohacujúce zaradiť pojem „základné druhy“ aj do paleoekologických a evolučných dišpút a reinterpretovať, resp. z nového uhľa pohľadu sa pozrieť na evolučné bioty v kontexte problematiky základných druhov.

ZÁVER

Konceptu základných druhov bolo napriek ich významu v ekosystéme venované iba málo pozornosti, v súčasnosti však záujem o túto kategóriu „významných druhov“ rastie (ANGELINI et al. 2011; THOMSEN et al. 2018; ELLISON 2019). Zavedenie konceptu FS do povedomia ekológov môže pomôcť pri lepšom porozumení procesov prebiehajúcich v ekosystéme, predpovedaní jeho reakcií na disturbancie ako aj pri efektívnejšom ekosystémovom manažmente.

Význam FS v ekosystémoch je obrovský: základné druhy zväčša dosahujú vysoké hodnoty biomasy (alebo vysokú abundanciu), určujú diverzitu pridružených taxónov, ovplyvňujú kolobeh živín a tok energie, vytvárajú základnú štruktúru ekosystému, zlepšujú environmentálne podmienky, zvyšujú komplexitu spoločenstva a zvyšujú diverzitu, pričom môžu zároveň predstavovať potravný zdroj. Napriek týmto vlastnostiam, ktoré ovplyvňujú charakter celého ekosystému, bolo prác zameraných na FS, publikovaných málo.

Tento problém sa obzvlášť týka sladkovodných FS. Pôvodných limnologických prác, ktoré by pracovali s konceptom FS, je minimum. Z dôvodu mnohých antropogénnych tlakov, ktorým vodné ekosystémy v súčasnosti čelia a potreby zachovania ich čo možno najlepšieho stavu ako prvku zmierňujúcim dopady klimatickej zmeny, zdroja pitnej vody, častokrát „hot-spots“ diverzity, funkčného krajinného prvku atď., predstavuje nedostatok prác a úsilia zameraných na sladkovodné FS medzeru, ktorú treba vyplniť. Štúdie, ktoré by skúmali ekologické interakcie prebiehajúce medzi FS a ďalšími zložkami ekosystému,

i odpovede FS na disturbancie, by boli v hydrobiológii prínosné.

Pod'akovanie

Za pomoc a odborné pripomienky pri písaní článku ďakujem Marekovi Svitkovi (FEE, TU vo Zvolene).

LITERATÚRA

- ADKINS, J. K., RIESKE, L. K. 2015. Benthic collector and grazer communities are threatened by hemlock woolly adelgid-induced eastern hemlock loss. *Forests*. 6(8), 2719-2738.
- ANDERSON, N. H., STEEDMAN, R. J., DUDLEY, T. 1984. Patterns of exploitation by stream invertebrates of wood debris (xylophagy) With 2 figures and 2 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 22.3: 1847-1852 s.
- ANGELINI, CH., ALTIERI, A. H., SILLIMAN, B. R., BERTNESS, M. D. 2011. Interactions among foundation species and their consequences for community organization, biodiversity, and conservation. *BioScience*. 61.10: 782-789 s.
- ANGELINI, CH., SILLIMAN, B. R. 2014. Secondary foundation species as drivers of trophic and functional diversity: evidence from a tree-epiphyte system. *Ecology*. 95.1: 185-196 s.
- ARGENTINA, J. E., FREEMAN, M. C., FREEMAN, B. J. 2010. The response of stream fish to local and reach-scale variation in the occurrence of a benthic aquatic macrophyte. *Freshwater Biology*. 55.3: 643-653 s.
- BARCO, J. W., JAMES, W. F. 1998. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer, New York, NY. p. 197-214 s.
- BASTOLLA, U., FORTUNA, M. A., PASCUAL-GARCÍA, A., FERRERA, A., LUQUE, B., BASCOMPTE, J. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature*. 458.7241: 1018-1020 s.
- BERTNESS, M. D., CALLAWAY, R. 1994. Positive interactions in communities. *Trends in ecology & evolution*. 9.5: 191-193 s.
- BEST, R. J. 2020. The evolution of community assembly in marine foundation species. *Functional Ecology*. 34.10: 2012-2014 s.
- BILBY, R. E., LIKENS, G. E. 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology*. 61.5: 1107-1113 s.
- BISHOP, M. J., BYERS, J. E., MARCEK, B. J., GRIBBEN, P. E. 2012. Density-dependent facilitation cascades determine epifaunal community structure in temperate Australian mangroves. *Ecology*. 93.6: 1388-1401 s.

- BONAN, G. B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*. 320.5882: 1444-1449.
- BORST, A. C. W., VERBERK, W., C., E., P., ANGE-LINI, CH., SCHOTANUS, J., WOLTERS, J-W., CHRISTIANEN, M., J., A., van der ZEE, E., DERKSEN-HOOIJBERG, M., van der HEIDE, T. 2018. Foundation species enhance food web complexity through non-trophic facilitation. *PLoS one*. 13.8: e0199152 s.
- BRUNO, J. F., STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in ecology & evolution*. 18.3: 119-125 s.
- BUBÍKOVÁ, K., SVITKOVÁ, I., SVITOK, M., & HRIVNÁK, R. 2021. Invasive elodeas in Slovakia (Central Europe): distribution, ecology and effect on native macrophyte assemblages. *Aquatic Invasions*, 16(4), 617-636 s.
- BUŽANČIĆ, M., GLADAN, Ž. N., MARASOVIĆ, I., KUŠPILIĆ, G., GRBEC, B. 2016. Eutrophication influence on phytoplankton community composition in three bays on the eastern Adriatic coast. *Oceanologia*. 58.4: 302-316 s.
- CALLAWAY, R. M. 2007. Positive interactions and interdependence in plant communities. *Springer Science & Business Media*. 404 s.
- CAPUTI, N., JACKSON, G., PEARCE, A. 2014. The marine heat wave off Western Australia during the summer of 2010/11: 2 years on. *Government of Western Australia Department of Fisheries, Perth. Report Fisheries Research Report No. 221*. 40 s.
- CAVAN, E. L., BELCHER, A., ATKINSON, A., HILL, S. L., KAWAGUCHI, S., McCORMACK, S., MEYER, B., NICOL, S., RATNARAJAH, L., SCHMIDT, K., STEINBERG, D. K., TARLING, G. A., BOYD, P. W. 2019. The importance of Antarctic krill in biogeochemical cycles. *Nature communications*. 10.1: 1-13 s.
- COMPSON, Z. G., ADAMS, K. J., EDWARDS, J. A., MAESTAS, J. M., WHITHAM, T. G., MARKS, J. C. 2013. Leaf litter quality affects aquatic insect emergence: contrasting patterns from two foundation trees. *Oecologia*. 173.2: 507-519 s.
- CONNELLY, W. J., ORTH, D. J., SMITH, R. K. 1999. Habitat of the riverweed darter, *Etheostoma podostemone* Jordan, and the decline of riverweed, *Podostemum ceratophyllum*, in the tributaries of the Roanoke River, Virginia. *Journal of Freshwater Ecology*. 14.1: 93-102 s.
- CRAIG, L. S., OLDEN, J. D., ARTHINGTON, A. H., ENTREKIN, S., HAWKINS, CH. P., KELLY, J. J., KENNEDY, T. A., MAITLAND, B. M., ROSI, E. J., ROY, A. H., STRAYER, D. L., TANK, J. L., WEST, A. O., WOOTEN, M. S. 2017. Meeting the challenge of interacting threats in freshwater ecosystems: A call to scientists and managers. *Elementa: Science of the Anthropocene*. 5 s.
- CROWDER, L. B., COOPER, W. E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*. 63.6: 1802-1813 s.
- CUSHMAN, S. A., MAX, T., MENESES, N., EVANS, L. M., FERRIER, S., HONCHAK, B., WHITHAM, T. G., ALLAN, G. J. 2014. Landscape genetic connectivity in a riparian foundation tree is jointly driven by climatic gradients and river networks. *Ecological Applications*. 24(5), 1000-1014.
- ČUDA, J., SKÁLOVÁ, H., PYŠEK, P. 2020. Spread of *Impatiens glandulifera* from riparian habitats to forests and its associated impacts: insights from a new invasion. *Weed Research*. 60.1: 8-15 s.
- DAYTON, P. K. 1972. Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. *Proceedings of the colloquium on conservation problems in Antarctica*. Lawrence, Kansas, USA: Allen Press. p. 81-96 s.
- DERKA, T., KOVÁČOVÁ, J., BULÁNKOVÁ, E. 2001. Substrate importance for selected macrozoobenthic communities in Rudava river. *Folia Faunistica Slovaca*. 6: 59-68 s.
- DEXTRASE, A. J., MANDRAK, N. E. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions*. 8.1: 13-24 s.
- DUNCAN, W. W. 2008. Geomorphic and hydrologic factors influencing the distribution of river shoals and associated biota. PhD Thesis. uga. 128 s.
- DVOŘÁK, J., BEST, E. P. H. 1982. Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands*. Springer, Dordrecht. 115-126 s.
- ELLISON, A. M., BANK, M. S., CLINTON, B. D., COLBURN, E. A., ELLIOTT, K., FORD, C. R., ... & WEBSTER, J. R. (2005). Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(9), 479-486 s.
- ELLISON, A. M. 2019. Foundation species, non-trophic interactions, and the value of being common. *Isis*. 13: 254-268 s.
- ETTINGER, C. L., EISEN, J. A. 2019. Characterization of the mycobiome of the seagrass, *Zostera marina*, reveals putative associations with marine chytrids. *Frontiers in microbiology*. 10: 2476. 13 s.
- EVANS, D. M., DOLLOFF, C. A., AUST, W. M., VILLAMAGNA, A. M. 2012. Effects of eastern hemlock decline on large wood loads in streams of the Appalachian Mountains. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. 48(2), 266-276.
- GAGNON, K., RINDE, E., BENGIL, E. G. T., CARUGATI, L., CHRISTIANEN, M. J. A., DANOVARO, R., GAMBÌ, C., GOVERS, L. L., KIPSON, S., MEYSICK, L., PAJUSALU, L., KIZILKAYA, İ. T., VAN DE KOPPEL, J., VAN DER HEIDE, T., VAN KATWIJK, M. M., BOSTRÖM, CH. 2020. Facilitating foundation species: The potential for plant–bivalve interactions to improve habitat restoration success. *Journal of Applied Ecology*. 57.6: 1161-1179 s.

- GROSSART, H.-P., WURZBACHER, CH., JAMES, T. Y., KAGAMI, M. 2016. Discovery of dark matter fungi in aquatic ecosystems demands a reappraisal of the phylogeny and ecology of zoosporic fungi. *Fungal Ecology*. 19: 28-38 s.
- GROSSART, H.-P., Van den WYNGAERT, S., KAGAMI, M., WURZBACHER, CH., CUNLIFFE, M., ROJAS-JIMENEZ, K. 2019. Fungi in aquatic ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*. 17.6: 339-354 s.
- HAMMANN, M., BUCHHOLZ, B., KAREZ, R., WEINBERGER, F. 2013. Direct and indirect effects of *Gracilaria vermiculophylla* on native *Fucus vesiculosus*. *Aquatic Invasions*. 8.2: 121-132 s.
- HAO, B., WU, H., SHI, Q., LIU, G., XING, W. 2013. Facilitation and competition among foundation species of submerged macrophytes threatened by severe eutrophication and implications for restoration. *Ecological engineering*. 60: 76-80 s.
- HEISEY, R. M. 1990. Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*). *Journal of Chemical Ecology*. 16.6: 2039-2055 s.
- HEITHAUS, M. R., WIRSING, A. J., DILL, L. M. 2012. The ecological importance of intact top-predator populations: a synthesis of 15 years of research in a seagrass ecosystem. *Marine and Freshwater Research*. 63.11: 1039-1050 s.
- HEILPERN, S. A., WOOTTON, J. T. 2018. Process catalyzers in Amazonian rivers: large woody debris modifies ecosystem processes across freshwater habitats. *Ecosphere*. 9.1: e02030.
- HERNÁNDEZ, A. L. M., VAN TUSSENBROEK, B. I. 2014. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. *Marine Ecology Progress Series*. 517: 143-157 s.
- HRIVNÁK, R., MEDVECKÁ, J., BALÁŽI, P., BUBÍKOVÁ, K., OŤAHELOVÁ, H., SVITOK, M. 2019. Alien aquatic plants in Slovakia over 130 years: historical overview, current distribution and future perspectives. *NeoBiota*, 49, 37 – 56 s.
- HUDSON, D. K. M., HAYS, K. L. 1975. Some factors affecting the distribution and abundance of black fly larvae in Alabama. *Journal of the Georgia Entomological Society*.
- HUTCHENS JR, J. J., BRUCE WALLACE, J., ROMANISZYN, E. D. 2004. Role of *Podostemum ceratophyllum* Michx. in structuring benthic macroinvertebrate assemblages in a southern Appalachian river. *Journal of the North American Benthological Society*. 23.4: 713-727 s.
- JANSSEN, A. B. G., HILT, S., KOSTEN, S., de KLEIN, J. J. M., PAERL, H. W., Van de WAAL, D. B. 2021. Shifting states, shifting services: Linking regime shifts to changes in ecosystem services of shallow lakes. *Freshwater Biology*. 66.1: 1-12 s.
- JÄGER-ZÜRN, I., GRUBERT, M. 2000. Podostemaceae depend on sticky biofilms with respect to attachment to rocks in waterfalls. *International Journal of Plant Sciences*. 161.4: 599-607 s.
- JOYE, D. A., REY-BOISSEZON, A. 2015. Will charophyte species increase or decrease their distribution in a changing climate?. *Aquatic Botany*. 120: 73-83 s.
- JULES, E. S., CARROLL, A. L., GARCIA, A. M., STEENBOCK, CH. M., KAUFFMAN, M. J. 2014. Host heterogeneity influences the impact of a non-native disease invasion on populations of a foundation tree species. *Ecosphere*. 5.9: 1-17 s.
- KILROY, C., LARNED, S. T., BIGGS, B. J. F. 2009. The non-indigenous diatom *Didymosphenia geminata* alters benthic communities in New Zealand rivers. *Freshwater Biology*. 54.9: 1990-2002 s.
- KRASZEWSKI, A. 2007. The continuing expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834)(*Bivalvia*: *Unionidae*) in Poland and Europe. *Folia Malacologica*. 15.2.
- KRIEGER, K. A., BURBANCK, W. D. 1976. Distribution and dispersal mechanisms of *Oxytrema* (= *Goniobasis*) *suturalis* Haldeman (Gastropoda: Pleuroceridae) in the Yellow River, Georgia, USA. *American Midland Naturalist*. 49-63 s.
- LEVIN, P. S., COYER, J. A., PETRIK, R., GOOD, T. P. 2002. Community-wide effects of nonindigenous species on temperate rocky reefs. *Ecology*. 83.11: 3182-3193 s.
- LÜRIG, M. 2019. Non-additive species interactions govern the response of aquatic ecosystems to nutrient perturbation.
- LÜRIG, M. D., BEST, R. J., DAKOS, V., MATTHEWS, B. 2021. Submerged macrophytes affect the temporal variability of aquatic ecosystems. *Freshwater biology*. 66(3), 421-435.
- MAESTRE, F. T., CALLAWAY, R. M., VALLADARES, F., LORTIE, CH. J. 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology*. 97.2: 199-205 s.
- MARAZZI, L., GAISER, E. E., EPPINGA, M. B., SAH, J. P., ZHAI, L., CASTAÑEDA-MOYA, E., ANGELINI, CH. 2019. Why do we need to document and conserve foundation species in freshwater wetlands? *Water*. 11.2: 265 s.
- NARWANI, A., REYES, M., PEREIRA, A. L., PENSON, H., DENNIS, S. R., DERRER, S., SPAAK, P., MATTHEWS, B. 2019. Interactive effects of foundation species on ecosystem functioning and stability in response to disturbance. *Proceedings of the Royal Society B*. 286.1913: 20191857.
- NEWMAN, R. M. 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*. 10.2: 89-114 s.
- NOWICKI, R. J., THOMSON, J. A., FOURQUREAN, J. W., WIRSING, A. J., HEITHAUS, M. R. 2021. Loss of predation risk from apex predators can exacerbate marine tropicalization caused by extreme climatic events. *Journal of Animal Ecology*.
- O'GORMAN, P. A. 2015. Precipitation extremes under climate change. *Current climate change reports*. 1.2: 49-59 s.

- PARK, S. T., COLLINGWOOD, A. M., ST-HILAIRE, S., SHERIDAN, P. P. 2014. Inhibition of Batrachochytrium dendrobatidis caused by bacteria isolated from the skin of boreal toads, *Anaxyrus* (*Bufo*) *boreas boreas*, from Grand Teton National Park, Wyoming, USA. *Microbiology insights*. 7: MBI.S13639.
- PARKER, G. G., HARMON, M. E., LEFSKY, M. A., CHEN, J., Van PELT, R., WEIS, S. B., THOMAS, S. C., WINNER, W. E., SHAW, D. C., FRANKLING, J. F. 2004. Three-dimensional structure of an old-growth *Pseudotsuga-Tsuga* canopy and its implications for radiation balance, microclimate, and gas exchange. *Ecosystems*. 7.5: 440-453 s.
- PASTOR, A., COMPSON, Z. G., DIJKSTRA, P., RIERA, J. L., MARTÍ, E., SABATER, F., HUNGATE, B. A., MARKS, J. C. 2014. Stream carbon and nitrogen supplements during leaf litter decomposition: contrasting patterns for two foundation species. *Oecologia*. 176.4: 1111-1121 s.
- PIP, E., ROBINSON, G. G. C. 1984. A comparison of algal periphyton composition on eleven species of submerged macrophytes. *Hydrobiological bulletin*. 18.2: 109-118 s.
- POFF, N. L., BRINSON, M. M., DAY, J. W. Potential impacts on inland freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States. *Aquatic Ecosystems & Global Climate Change*, 2002, 1-44 s.
- PUCHE, E., ROJO, C., RAMOS-JILIBERTO, R., RODRIGO, M. A. 2020. Structure and vulnerability of the multi-interaction network in macrophyte-dominated lakes. *Oikos*. 129.1: 35-48 s.
- ROBER, A. R., STEVENSON, R. J., WYATT, K. H. 2015. The role of light availability and herbivory on algal responses to nutrient enrichment in a riparian wetland, Alaska. *Journal of phycology*. 51.3: 528-535 s.
- SEMMLER, T., JACOB, D. 2004. Modeling extreme precipitation events—a climate change simulation for Europe. *Global and Planetary Change*. 44.1-4: 119-127 s.
- SIMBERLOFF, D., VON HOLLE, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions*. 1.1: 21-32 s.
- SIMBERLOFF, D. 2006. Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both?. *Ecology Letters*. 9.8: 912-919 s.
- STACHOWICZ, J. 2001. J. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities: positive interactions play a critical, but underappreciated, role in ecological communities by reducing physical or biotic stresses in existing habitats and by creating new habitats on which many species depend. *Bioscience*. 51.3: 235-246 s.
- STEWART, H. A., KLINE, D. I., CHAPMAN, L. J., ALTIERI, A. H. 2021. Caribbean mangrove forests act as coral refugia by reducing light stress and increasing coral richness. *Ecosphere*. 12.3: e03413.
- RODRIGUEZ, L. F. 2006. Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*. 8.4: 927-939 s.
- STÆHR, Peter A., PEDERSEN, M. F., THOMSEN, M. S., WERNBERG, T., KRAUSE-JENSEN, D. 2000. Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. *Marine ecology progress series*. 207: 79-88 s.
- THOMSEN, M. S., de BETTIGNIES, T., WERNBERG, T., HOLMER, M., DEBEUF, B. 2012. Harmful algae are not harmful to everyone. *Harmful Algae*. 16: 74-80 s.
- THOMSEN, M. S., STÆHR, P. A., NEJRUP, L., SCHIEL, D. R. 2013. Effects of the invasive macroalgae *Gracilaria vermiculophylla* on two co-occurring foundation species and associated invertebrates. *Aquatic Invasions*. 8.2. 133 – 145 s.
- THOMSEN, M. S., ALTIERI, A. H., ANGELINI, CH., BISHOP, M. J., GRIBBEN, P. E., LEAR, G., HE, Q., SCHIEL, D. R., SILLIMAN, B. R., SOUTH, P. M., WATSON, D. M., WERNBERG, T., ZOTZ, G. 2018. Secondary foundation species enhance biodiversity. *Nature ecology & evolution*. 2.4: 634-639 s.
- VALIENTE-BANUET, A., AIZEN, M. A., ALCÁNTARA, J. M., ARROYO, J., COCUCCI, A., GALETTI, M., GARCÍA, M. B., GARCÍA, D., GÓMEZ, J. M., JORDANO, P., MEDEL, R., NAVARRO, L., OBESO, J. R., OVIEDO, R., RAMÍREZ, N., REY, P. J., TRAVESET, A., VERDÚ, M., ZAMORA, R. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*. 29.3: 299-307 s.
- VARESCHI, E., JACOBS, J. 1984. The ecology of Lake Nakuru (Kenya). V. Production and consumption of consumer organisms. *Oecologia* 83-98 s.
- VILA-COSTA, M., PULIDO, C., CHAPPUIS, E., CALVIÑO A., CASAMAYOR, E. O., GACIA, E. 2016. Macrophyte landscape modulates lake ecosystem-level nitrogen losses through tightly coupled plant-microbe interactions. *Limnology and Oceanography*. 61.1: 78-88 s.
- WALLENTINUS, I.; NYBERG, C. D. 2007. Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine pollution bulletin*. 55.7-9: 323-332 s.
- WARD, J. M., RICCIARDI, A. 2010. Community-level effects of co-occurring native and exotic ecosystem engineers. *Freshwater Biology*. 55.9: 1803-1817 s.
- WEBER, M. G., WAGNER, C. E., BEST, R. J., HARMON, L. J., MATTHEWS, B. 2017. Evolution in a community context: on integrating ecological interactions and macroevolution. *Trends in ecology & evolution*. 32.4: 291-304 s.
- WHITTAKER, P. L. 1984. The insect fauna of mistletoe (*Phoradendron tomentosum*, Lorantheaceae) in southern Texas. *The Southwestern Naturalist*. 435-444 s.
- WOOD, J., FREEMAN, M. 2017. Ecology of the macrophyte *Podostemum ceratophyllum* Michx. (Hornleaf riverweed), a widespread foundation species of eastern North American rivers. *Aquatic Botany*. 139: 65-74 s.

- WRIGHT, J. P., JONES, C. G., FLECKER, A. S. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*. 132.1: 96-101 s.
- YAKOVIS, E. L., ARTEMIEVA, A. V., SHUNATOVA, N. N., VARFOLOMEEVA, M. A. 2008. Multiple foundation species shape benthic habitat islands. *Oecologia*. 155.4: 785-795 s.
- YOUNGQUIST, M. B., WILEY, CH., EGGERT, S. L., D'AMATO, A. W., PALIK, B. J., SLESACK, R. A. 2020. Foundation Species Loss Affects Leaf Breakdown and Aquatic Invertebrate Resource Use in Black Ash Wetlands. *Wetlands*. 40.4: 839-852 s.

Acta Facultatis Ecologiae, Volume 44, 2021 – 1

Vydanie I. jún 2021 – Vydala Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 2117/24, 960 01 Zvolen, IČO 00397440 – Počet strán 37 – 3,07, AH, 3,15 VH – Náklad 170 výtlačkov – Tlač a grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 9. 2. 2021, číslo EP 52/2021 – Evidenčné číslo MK SR 3859/09 – Periodikum s periodicitou dvakrát ročne – Za vedeckú úroveň tejto publikácie zodpovedajú autori a recenzenti – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X