

VPLYV MALÝCH VODNÝCH NÁDRŽÍ NA SPOLOČENSTVO PERMANENTNEJ ZLOŽKY MAKROZOOBENTOSU MALOKARPATSKÝCH TOKOV

ALEXANDRA ROGÁNSKA¹, PAVEL BERACKO¹ & TOMÁŠ ČEJKA²

¹ Department of Ecology, Comenius University, Mlynská dolina B2, SK-842 15 Bratislava, Slovakia [alexandra.r1988@gmail.com; beracko@fns.uniba.sk]

² Ústav zoológie SAV, Dúbravská cesta 9, SK-845 06 Bratislava, Slovakia [cejka@savba.sk]

Abstract: The research was focused on the impact of the small dams on the structure and ecological parameters of the permanent macrozoobenthos community in the inflow and outflow of these dams. The quantitative samples were taken in the inflow, outflow and littoral zone of the reservoir Doľany, Suchá nad Parnou, Dolné Dubové, Kuchyňa, Lozorno and Vývrat from September 2008 to August 2009. There were identified 69 species, which were classified to 20 families and to 7 higher taxonomic groups. The gammarid amphipods were the dominant group in the inflows and outflows of these reservoirs. Oligochaetes were dominant in the littoral zone of dams. In the most cases, the littorals are evidently poorer in the species number and individuals, but there were found the highest values of community evenness. The non-metric multi-dimensional scaling (nMDS) showed that the communities of the littoral zones of reservoirs are evidently separated from the communities of their inflows and outflows. The least changes in the permanent benthic communities were recorded between inflow and outflow of the reservoirs Suchá nad Parnou and Dolné Dubové and the biggest changes of community were between inflow and outflow of the reservoirs Kuchyňa a Vývrat.

Key words: inflow, littoral, outflow, abundance, diversity, evenness

ÚVOD

Prehradzovanie potokov a riek patrí medzi najstaršie zásahy človeka do tečúcich vôd, pričom je neoddeliteľnou súčasťou rastu ľudskej populácie a jej technologickej inovácie. Priehrady sú štruktúry navrhnuté ľuďmi, slúžiace na zachytávanie zmien veľkosti a pohybu vodných mäs, čím znižujú nebezpečenstvo povodní a umožňujú ľuďom usadiť sa, hospodáriť a využívať silu tečúcej vody pre obchod, priemysel a poľnohospodárstvo aj v obdobiach sucha. Už po dobu niekoľkých tisícok rokov ľudia budujú priehrady. V dnešnej dobe ich je na celom svete niekoľko miliónov. Požiadavky na revitalizáciu a renaturáciu vodných tokov pochádzajú

z rastúcej verejnej mienky, že priehrady často degradujú štruktúru a funkciu riečnych ekosystémov zmenou režimu teploty a prúdenia, narušením transportu splavenín, zmenou kvality vody a narušením ich biologickej kontinuity. POFF & HART (2002) špecifikovali päť hlavných dopadov vodnej nádrže na fyzikálne a biologické procesy v tokoch, ktoré sú priamo napojené na vodnú nádrž: redukcia mikrohabitatov a transportu sedimentov, zmena trofického potenciálu, zmena prietokového a teplotného režimu, narušenie migrácie vodných živočíchov.

Spoločenstvá bentických bezstavovcov, vďaka ich senzitivite k zmenám vo vodnom prostredí sa

ROGÁNSKA A, BERACKO P & ČEJKA T, 2012: Influence of small ponds on the community of permanent macrozoobenthos in streams of the Malé Karpaty Mts. *Folia faunistica Slovaca*, 17 (4): 345–356. [in Slovak, with English abstract]

Received 5 October 2012

~

Accepted 17 November 2012

~

Published 14 December 2012

považujú za najlepších ukazovateľov jeho kvality. NEEDHAM (1957) charakterizoval štyri typy zmien vodného ekosystému, ktoré preukázateľne ovplyvňujú zmeny štruktúry spoločenstva makrozoobentosu: (a) nárast stopových prvkov, (b) zvýšenie ekologického zaťaženia, (c) zmena substrátu a teplotných pomerov, (d) toxické znečistenie. Podľa európskej smernice 200/60/EC Európskeho parlamentu z roku 2000, v oblasti vodnej politiky – Rámcová smernica o vode (WFD), musia všetky členské štáty EU vykonať identifikáciu všetkých významných antropogénnych vplyvov na stav povrchových vôd a vyhodnotiť citlivosť útvarov povrchových vôd voči týmto vplyvom, pričom hlavným cieľom WFD je ochrana a zlepšenie kvality vôd a vodných ekosystémov, trvalo udržateľné využívanie vôd a dosiahnutie dobrého stavu vôd do roku 2015.

V nadväznosti na zámery WFD, cieľom tejto štúdie je zistiť vplyv malých vodných nádrží na druhové zloženie, kvalitatívne a kvantitatívne parametre spoločenstiev permanentnej zložky makrozoobentosu vodných tokov napojených priamo na vodnú nádrž.

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika skúmaných lokalít

Výskum vplyvu malých vodných nádrží na permanentnú zložku makrozoobentosu vodných tokov

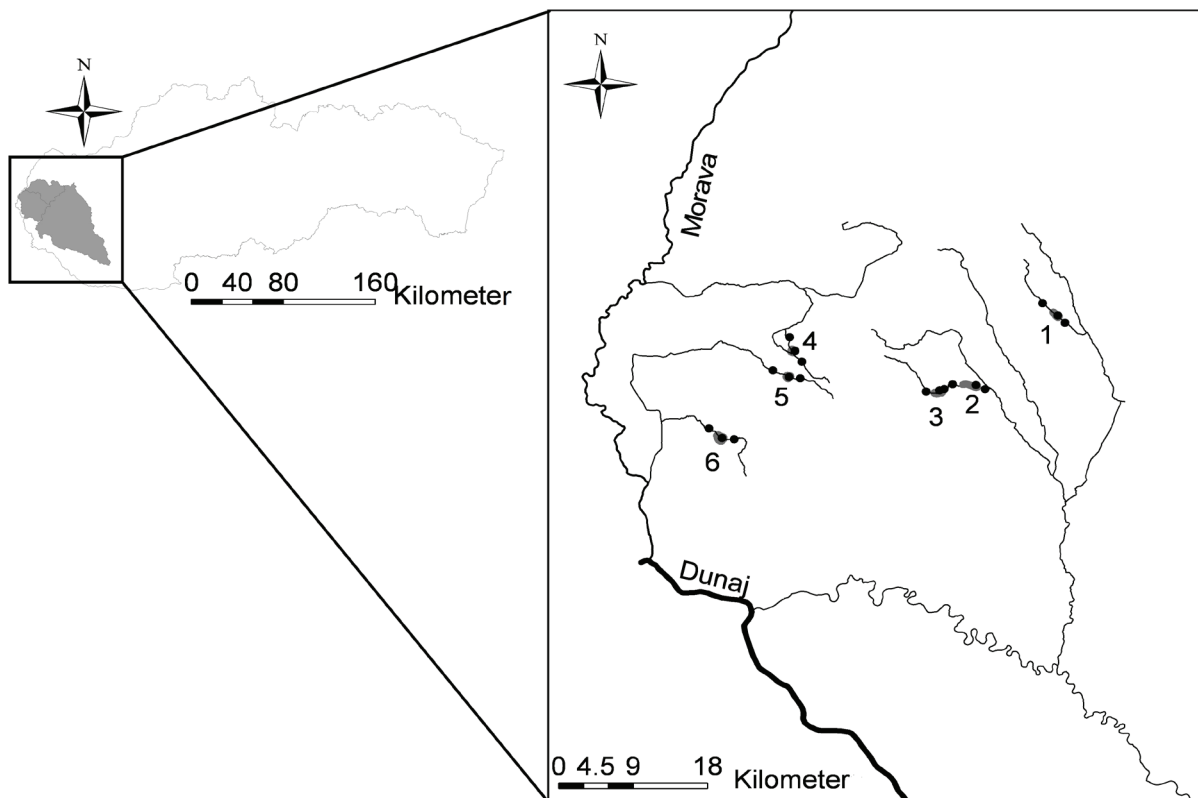
bol realizovaný na šiestich vodných nádržiach, ich prítokoch a odtokoch (Obr. 1). Tri skúmané vodné nádrže boli lokalizované na Podunajskej nížine a tri na úpätí Malých Karpát v Záhorskej nížine. Základné fyziografické charakteristiky lokalít a fyzikálno-chemické parametre vody skúmaných habitatov sú uvedené v Tab. 1a, b.

Vodné nádrže Podunajskej nížiny:

1. VN Dolné Dubové s rozlohou 12 ha a nadmorskou výškou 191 m n. m sa využíva čisto pre rybárske aktivity. Prítok nádrže je široký 1 až 1,5 metra, brehy pokrývajú prevažne *Salix* sp., sú upravené kamennou reguláciou, úroveň zatienenia je 50 až 75%, substrát tvoria submerzné korene, okruhliaky. Odtok nádrže je široký 2,5 metra, brehy pokrývajú prevažne *Salix* sp. a *Sambucus nigra*, nie sú regulované, úroveň zatienenia je 75%, substrát toku tvorí bahno, piesok a okruhliaky.

2. VN Suchá nad Parnou s rozlohou 31,2 ha a nadmorskou výškou 197 m leží v katastri obce Suchá nad Parnou a slúži ako závlahová nádrž. Odtok nádrže je široký 2,5 až 3 metre, brehy pokrývajú prevažne *Alnus glutinosa*, sú upravené betónovou reguláciou, úroveň zatienenia je 50 až 70%, substrát toku tvoria bahno, okruhliaky a submerzné korene.

3. VN Doľany s rozlohou 16 ha a nadmorskou výškou 195 m je vybudovaná na Bosniackom potoku za účelom závlahy a chovu rýb. Odtok nádrže je široký



Obrázok 1. Mapa lokalít.

1 – VN Dolné Dubové, 2 – VN Suchá nad Parnou, 3 – VN Doľany, 4 – VN Vývrat, 5 – VN Kuchyňa, 6 – MVN Lozorno.

Tabuľka 1a. Fyziografická charakteristika skúmaných lokalít a základné fyzikálne parametre vody na skúmaných lokalitách.

MVN	Vodný tok		Nadm. v. (m)	Zem. šírka	Zem. dĺžka	Plocha MVN (ha)	Prietok (m ³ .s ⁻¹)	T (min.– max., °C)	Priem. T (°C)
Dolány	prítok	Bosniacky potok	211	48°24'04	17°23'23	–	0,06	7,9–18,1	12,8
	odtok		190	48°24'18	17°25'13	–	0,14	7,9–14,6	13
	litorál		195	48°24'11	17°24'50	16	–	8,9–23,6	15,9
Suchá n. Parnou	prítok	Podhájsky potok	189	48°24'41	17°26'07	–	0,12	8,4–17	12,9
	odtok		171	48°24'37	17°28'59	–	0,1	7,8–20,1	13,7
	litorál		179	48°24'47	17°28'20	31,2	–	9,5–24,7	16,6
Dolné Dubové	prítok	Dubovský potok	214	48°30'56	17°33'56	–	0,04	8–18,3	12
	odtok		189	48°30'02	17°35'40	–	0,01	8,8–19,8	13,4
	litorál		191	48°30'08	17°35'39	12	–	11,6–24,5	16,1
Kuchyňa	prítok	Javorinka	279	48°24'01	17°10'02	–	0,08	6,3–14,7	9,6
	odtok		242	48°24'13	17°09'17	–	0,23	7,3–20,6	13,1
	litorál		260	48°24'07	17°09'56	12	–	7,4–22,4	14,1
Lozorno	prítok	Suchý potok	230	48°19'23	17°04'42	–	0,12	5,5–17	11,3
	odtok		204	48°19'42	17°03'32	–	0,18	8,2–15,8	11,6
	litorál		219	48°19'30	17°04'08	35	–	8,5–23,9	15,3
Vývrat	prítok	Vývrat	240	48°25'50	17°10'12	–	0,08	5,1–17,1	11,9
	odtok		229	48°26'05	17°09'56	–	0,07	7,3–17,2	12,3
	litorál		237	48°26'00	17°10'11	10	–	6,5–24,2	15,3

Tabuľka 1b. Základné chemické parametre vody na skúmaných lokalitách.

MVN		BSK5 (mg.l ⁻¹)	N-NO3 (mg.l ⁻¹)	N-NH4 (mg.l ⁻¹)	Celkový N (mg.l ⁻¹)	P-PO4 (mg.l ⁻¹)	Celkový P (mg.l ⁻¹)	pH	DO (mg.l ⁻¹)
Dolány	prítok	1,3	2,99	0,04	3,5	0,011	0,17	8,1	6,9
	odtok	3,2	0,56	0,13	1,7	0,08	0,19	7,9	7,4
	litorál	8	1,46	0,06	3,7	0,03	0,22	8	7,1
Suchá n. Parnou	prítok	37,8	3,09	0,08	4,1	0,07	0,2	8	7,8
	odtok	1,5	1,56	0,13	2,5	0,05	0,16	8	8,2
	litorál	5,4	1,72	0,07	3,1	0,02	0,14	8,6	9,7
Dolné Dubové	prítok	1,1	4,33	0,11	9,9	0,21	0,25	8	7,4
	odtok	1,7	2,2	0,5	3,4	0,05	0,17	8,2	8,8
	litorál	6,4	3,09	0,15	4,8	0,02	0,13	8,5	10,6
Kuchyňa	prítok	0,6	2,12	0,02	2,4	0,02	0,04	8,3	8,5
	odtok	1,2	1,52	0,13	2,1	0,001	0,06	8,3	8,2
	litorál	2,6	1,71	0,08	2,4	0,004	0,05	8,4	7,4
Lozorno	prítok	0,7	2,14	0,02	2,5	0,01	0,05	8,4	8,7
	odtok	0,6	1,73	0,03	2,1	0,01	0,04	7,7	8,8
	litorál	2	1,83	0,07	2,5	0,006	0,04	8,4	8,5
Vývrat	prítok	1	0,94	0,04	1,4	0,02	0,05	8,3	6,9
	odtok	2,8	0,62	0,22	1,7	0,001	0,09	8,3	7,3
	litorál	3,3	1,01	0,02	1,8	0,003	0,06	8,6	6,8

1,5 až 2 metre, brehy pokrývajú prevažne *Salix* sp. a *Sambucus nigra*, sú upravené betónovou reguláciou, úroveň zatienia je od 75 až 100% a substrát toku tvorí bahno, piesok, okruhliaky a submerzné korene.

Vodné nádrže Záhorskej nížiny:

4. VN Vývrat s rozlohou 10 ha a nadmorskou výškou 237 m n. m. je vybudovaná na potoku Vývrat v záhradkárskej a chatovej oblasti a je využívaná predovšetkým na rekreáciu. Odtok nádrže je široký 2 až 3 metre a úroveň zatienia je 70%.

5. VN Kuchyňa s rozlohou 12 ha a nadmorskou výškou 260 m n. m. je využívaná najmä pre rekreačné účely, keďže je vybudovaná neďaleko chatovej oblasti. Odtok nádrže je široký 2 metre, brehy sú upravené kamennou reguláciou, úroveň zatienia je 0% a substrát toku tvorí piesok, okruhliaky.

6. VN Lozorno s rozlohou 35 ha a nadmorskou výškou 219 m n. m. je vybudovaná na Suchom potoku za účelom rybárstva a rekreácie. Prítok nádrže je široký 2,5 až 3 metre, brehy pokrývajú prevažne *Alnus glutinosa*, nie sú regulované, úroveň zatienia je 50 až 75% a substrát toku tvoria, piesok, okruhliaky a submerzné korene. Odtok nádrže je široký 3 metre, brehy pokrývajú prevažne *Alnus glutinosa* a *Sambucus nigra*, sú upravené kamennou reguláciou, úroveň zatienia je 25 až 50% a substrát toku je tvorený dominantne pieskom a okruhliakmi.

Metódy odberu a spracovania vzoriek

Kvantitatívne vzorky permanentného makrozoobentosu boli odoberané ako súčasť celého makrozoobentosu sezónne (apríl – máj, august, september, november) od septembra 2008 do augusta 2009 v prítokoch, odtokoch a litoráli šiestich vodných nádrží (Obr. 1). Vzorky makrozoobentosu boli odoberané štandardným Surber odberákom (0,32 x 0,32 m; veľkosť oka 0,5 mm) a následne fixované v 96% alkohole. Každá odobratá vzorka pozostávala zo štyroch odberových jednotiek t.j. celkovo 0,41 m². V laboratóriu boli pod binokulárnou lupou vzorky roztriedené do vyšších taxonomických skupín. Pre determináciu permanentnej zložky makrozoobentosu boli použité determinačné kľúče (TIMM 2009, NEUBERT & NESEMANN 1999, BUCHAR et al. 1995, LOŽEK 1956, GLÖER & MEIER-BROOK 2003).

Počty jedincov každého taxónu boli prepočítané na 1 m². Pre analýzu podobnosti spoločenstiev bola použitá mnohorozmerná štatistická analýza – nemetrické multidimenzionálne škálovanie (nMDS) s Bray-Curtis indexom podobnosti. Pre vyšpecifikovanie taxónov najviac prispievajúcich k rozdielnosti medzi skúmanými habitatmi bola použitá analýza SIMPER, v ktorej bola použitá 50% hranica druhovej nepodobnosti. Základné

ekologické parametre spoločenstva makrozoobentosu prítoku, odtoku a samotnej litorálnej zóny vodnej nádrže (počet druhov, počet jedincov, druhová diverzita a vyrovnanosť spoločenstva) boli vyhodnotené pomocou krabicových grafov (Box plot). Všetky štatistické analýzy boli vytvorené v prostredí programu PAST (HAMMER et al. 2001). Vybrané fyzikálno-chemické parametre: pH, obsah O₂, teplota a merná vodivosť boli merané multimetrom Hanna HI 9828. Obsah látok NH₄⁺, NO₃⁻¹, PO₄³⁻ a BSK5 bol stanovený podľa HRBÁČKA (1972).

VÝSLEDKY

V skúmaných prítokoch, odtokoch a samotnom litoráli vodných nádrží bolo počas jedného roka výskumu identifikovaných 69 druhov patriacich do 20 čeľadí a do 7 vyšších taxonomických skupín. Druhové spektrum a absolútna početnosť jedincov jednotlivých druhov sú uvedené v Tab. 2a, b). Dominantné zastúpenie v prítokoch a odtokoch vodných nádrží (VN) v spoločenstve permanentnej zložky makrozoobentosu majú zástupcovia radu Amphipoda, ktorí tu tvoria 32% až 60,8% z celkového počtu zachytených jedincov permanentnej zložky makrozoobentosu (Tab. 3a, b). V litorálnej zóne vodných nádrží v porovnaní s prítokom a odtokom narastá podiel máloštetinavcov (49,1% až 87,5%). V odtokoch vodných nádrží na rozdiel od prítoku a litorálu vodných nádrží sa zvyšuje podiel ulitníkov.

V nMDS analýze podobnosti spoločenstiev permanentného makrozoobentosu sa výrazne oddelili habitaty litorálnej zóny nádrží od samotných prítokov a odtokov (Obr. 2). Druhá skupina je tvorená prítokmi a odtokmi nádrží. V litoráli VN dominujú limnofilné druhy ako sú *Helobdella stagnalis*, *Stylaria lacustris*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Psammoryctides barbatus* a v litoráli VN Lozorno a Kuchyňa sme identifikovali vysoké percentuálne zastúpenie jedincov invázneho druhu lastúrnika *Dreissena polymorpha*.

Vylúčením litorálnej zóny priehrad v nMDS s Bray – Curtis indexom podobnosti bolo zistené, že k najmenšej zmene v spoločenstve makrozoobentosu dochádza medzi prítokom a odtokom VN Suchá nad Parnou, Doľany a Dolné Dubové (Obr. 3), tj. podunajských malých vodných nádržiach. K výraznejším zmenám štruktúry spoločenstva permanentnej zložky makrozoobentosu medzi prítokmi a odtokmi priehrad dochádza v malokarpatských vodných nádržiach (VN Kuchyňa, VN Lozorno, VN Vývrat). V Tab. 4 sú uvedené celkové nepodobnosti spoločenstiev prítokov a odtokov nádrží a podiely jednotlivých druhov ich na nepodobnosti vytvorené v analýze SIMPER. Dominantným druhom spoločenstva permanentnej zložky makrozoobentosu v prítokoch a odtokoch nádrží bol *Gammarus fossarum*. V odtokoch podunajských vodných nádrží výrazne

Tabuľka 2a. Druhové spektrum a denzita jedincov ma 1 m² v prítoku, litoráli a odtoku podunajských malých vodných nádrží.

Druhy	Doľany			Suchá nad Parnou			Dolné Dubové		
	p	l	o	p	l	o	p	l	o
<i>Dugesia lugubris</i> (Schmidt, 1861)	112,3		0,5	1,9	1	6,3			
<i>Dugesia polychroa</i> (Schmidt, 1861)	14,2								
<i>Bythinella austriaca</i> s.l.	2,9			0,5					
<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller, 1774)	4,4		4,9	1,5	0,5				1
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)			0,5						
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)		4,2				0,5		1,5	4,4
<i>Radix ovata</i> (Draparnaud, 1805)		0,5			2,9		0,5	0,5	2,4
<i>Radix peregra</i> (O. F. Müller, 1774)	3,4		0,5			0,5	0,5		4,9
<i>Ancylus fluviatilis</i> O. F. Müller, 1774	38			5,6					
<i>Gyraulus albus</i> (O. F. Müller, 1774)		1	0,5	0,5	2,4			2,4	
<i>Gyraulus parvus/laevis</i>	0,5	7,5	1,1	1,5	2,9			0,5	6,3
<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)			0,5		0,5				
<i>Musculium lacustre</i> (O. F. Müller, 1774)			4,4			5,8			1,5
<i>Pisidium casertanum</i> (Poli, 1791)	153,2		8,6	11,7	1	10,7	51,6	1	257
<i>Pisidium milium</i> Held, 1836	3,9					2			
<i>Pisidium nitidum</i> Jenyns, 1832	0,5								
<i>Pisidium personatum</i> Malm, 1855	5,9								
<i>Pisidium subtruncatum</i> Malm, 1856	2,4		51,7	10,3		43,4	10,7		
<i>Sphaerium corneum</i> agg.						0,5			
<i>Amphichaeta leydigi</i> Tauber, 1879			0,5			2	0,5	14,6	1
<i>Dero dorsalis</i> Ferronière, 1899								1	
<i>Nais communis</i> Piaguet, 1906	2		2		6,8				
<i>Nais elinguis</i> O. F. Müller, 1773					0,5			5,4	
<i>Pristina foreli</i> (Piaguet, 1906)					0,5				
<i>Pristinella bilobata</i> (Brestscher, 1903)	11,7						0,5		
<i>Stylaria lacustris</i> (Linnaeus, 1767)					5,8			12,2	
Naididae g. sp.			1						
<i>Limnodrilus claparedeanus</i> Ratzel, 1868						7,8		1	1
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	4,4	9,8	2,4	8,3	3,4	5,4	3,4	31,2	7,3
<i>Limnodrilus profundicola</i> (Verill, 1871)			1						
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparède, 1862		0,7							
<i>Potamothrix moldaviensis</i> (Vejdovský et Mrázek, 1902)		1							13,2
<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube, 1861)	4,9	69,5	156,5	59,5	2,9	111,7	32,7		3,9
<i>Tubifex tubifex</i> (O. F. Müller, 1774)	3,4	8,8	6,6	2	3,9		6,3	10,2	27,9
Tubificidae g. sp. juv.		2,6			0,5	0,5			6,8
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	35,6	0,5							
<i>Eisenia rosea</i> (Savigny, 1826)	0,5		6,6						
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	8,8	1	1				1		1,5
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1821)	0,5		4,7	0,5	0,5	7,3			
<i>Henlea perpusilla</i> Friend, 1911	74,2						0,5		2,4
<i>Mesenchytraeus</i> sp.								0,5	
<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus, 1758)	0,5		1	1	0,5	4,9	1,5		
<i>Glossiphonia concolor</i> (Apáthy, 1883)	1,9		0,5	1		1			
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)		16,6	6,8	0,8	28,8	1,5	11,7	35,1	7,8
<i>Hemiclepsis marginata</i> (O. F. Müller, 1774)					0,5				0,5

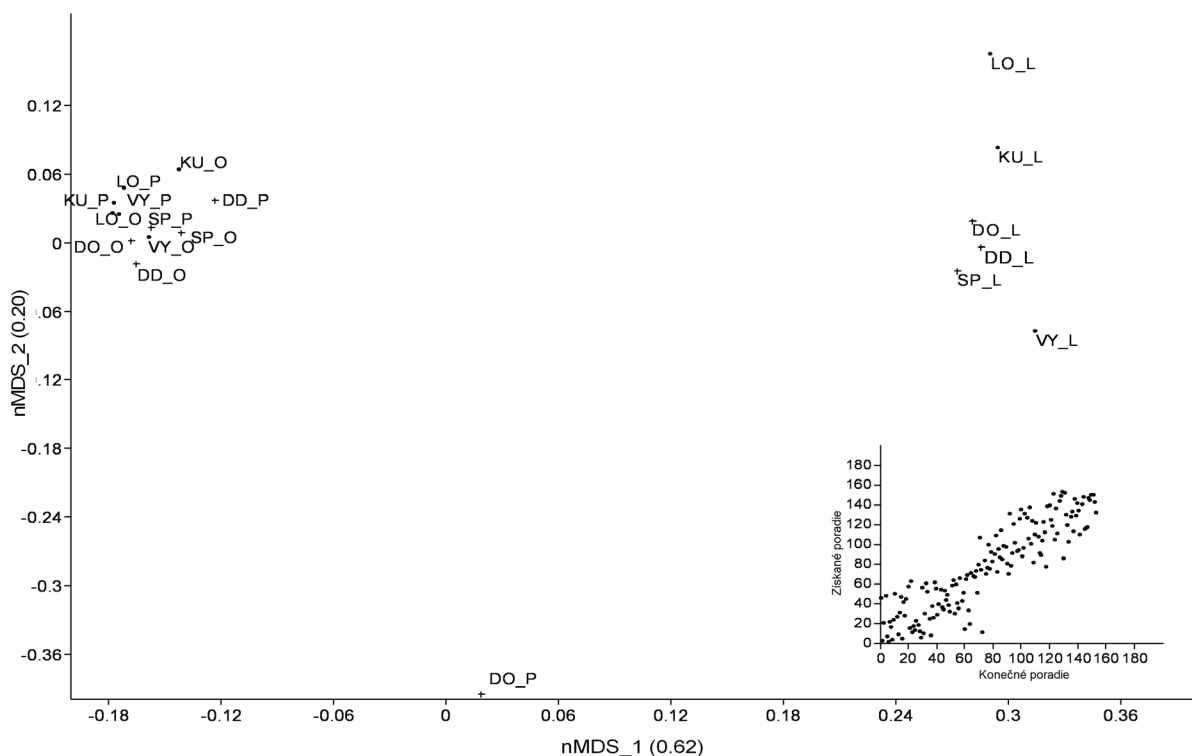
Tabuľka 2a. Pokračovanie.

Druhy	Doľany			Suchá nad Parnou			Dolné Dubové		
	p	l	o	p	l	o	p	l	o
<i>Dina lineate</i> (O. F. Müller, 1774)		0,5							
<i>Erpobdella octocolata</i> (Linnaeus, 1758)		0,5	1,5	8,6	0,5	5,9	14,1		
<i>Erpobdella vilnensis</i> (Liskiewicz, 1925)	7,8		2,9	3,9			17,1		4,4
<i>Haemopsis sanguisuga</i> (Linnaeus, 1758)	0,5								
<i>Asseius aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)			42,5	30,7		25,9	25,4		23,4
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, 1835	1863,7		456,7	617,9	2,9	903,4	345	0,5	2455,2
<i>Gammarus roeselii</i> Gervais, 1835		1,3	222,1	216,4	0,5	350,4	6,3	0,5	175,5

narastá podiel jedincov druhu *G. roeselii*, ktorý tu najvyššou mierou prispieva k nepodobnosti spoločenstva prítokov a odtokov. Vo všeobecnosti v odtokoch oproti prítokom skúmaných vodných nádrží klesá hlavne početnosť jedincov druhov *Pisidium casertanum* a *Ancylus fluviatilis* a narastajú počty jedincov termofilných druhov viazaných na jemnejšie substráty ako *Erpobdella octocolata*, *Asseius aquaticus*, *Pisidium subtruncatum*, *Psammoryctides barbatus*, *Eiseniella tetraedra*.

Najvyššia druhová pestrosť permanentnej zložky makrozoobentosu počas skúmaného obdobia bola zistená v prítoku VN Doľany, kde bolo identifikovaných 20 druhov. Najnižšiu druhovú pestrosť

sme identifikovali v litoráli VN Doľany, kde v mesiaci august nebol nájdený žiaden druh z permanentnej zložky makrozoobentosu. Z nášho výskumu vyplýva, že litorálne zóny vodných nádrží sú vo všeobecnosti druhovo chudobnejšie ako ich prítoky a odtoky, ktoré disponujú podobnou druhovou pestrosťou spoločenstva permanentného makrozoobentosu (Obr. 4a). Počet jedincov na jednotku plochy nadobúda podobný charakter, ako sme zistili pri druhovej pestrosť spoločenstva, tj. najnižšie hodnoty abundancie vykazovali litorály vodných nádrží, pričom prítoky a odtoky disponujú podobnými počtami jedincov na jednotku plochy. Najväčší počet jedincov na jednotku plochy sme



Obrázok 2. nMDS diagram vytvorený na základe absolútnej početnosti jednotlivých taxónov s Bray – Curtis indexom podobnosti.

DO_P = Doľany prítok, DO_O = Doľany odtok; SP_P = Suchá n. Parnou prítok, SP_O = Suchá n. Parnou odtok; DD_P = Dolné Dubové prítok, DD_O = Dolné Dubové odtok; KU_P = Kuchyňa prítok, KU_O = Kuchyňa odtok; LO_P = Lozorno prítok, LO_O = Lozorno odtok; VY_P = Vývrat prítok, VY_O = Vývrat odtok.

Tabuľka 2b. Druhové spektrum a denzita jedincov ma 1 m² v prítoku, litoráli a odtoku malokarpatských malých vodných nádrží.

Druh	Kuchyňa			Lozorno			Vývrat		
	p	l	o	p	l	o	p	l	o
<i>Dugesia lugubris</i> (Schmidt, 1861)		3,4	114,7	2,9		10,6	1,5		
<i>Dugesia polychroa</i> (Schmidt, 1861)				1		1	3,4		
<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller, 1774)		1,5		0,5		2	1		3,4
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)			0,5		2,9	3,2		0,5	0,5
<i>Radix ovata</i> (Draparnaud, 1805)					2,4	0,5			1,5
<i>Radix peregra</i> (O. F. Müller, 1774)			1,5						2,4
<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)					5,4				
<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)								1	
<i>Ancylus fluviatilis</i> O. F. Müller, 1774			1				1,5		
<i>Anisus leucostoma</i> (Millet, 1813)					0,5				
<i>Gyraulus albus</i> (O. F. Müller, 1774)					3,4			5,5	
<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus, 1758)								1,5	0,5
<i>Gyraulus parvus/laevis</i>	0,5	1			3,9	1	0,9	16,4	3,9
<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)					3,9				
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)					0,5				
<i>Musculium lacustre</i> (O. F. Müller, 1774)			0,5						9,8
<i>Pisidium casertanum</i> (Poli, 1791)	2,9	1,5	14,1	41,9	0,5	2	22,7		82,5
<i>Pisidium milium</i> Held, 1836			0,5	1			0,5		2,4
<i>Pisidium nitidum</i> Jenyns, 1832									1
<i>Pisidium personatum</i> Malm, 1855				1					
<i>Pisidium subtruncatum</i> Malm, 1856	0,5			1	0,5	0,5	18,5		
<i>Pisidium tenuilineatum</i> Stelfox, 1918				2					
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)					309,4	4,9			
<i>Amphichaeta leydigi</i> Tauber, 1879		28,8							
<i>Nais bretscheri</i> Michaelsen, 1899			1						
<i>Nais communis</i> Piaguet, 1906									0,5
<i>Stylaria lacustris</i> (Linnaeus, 1767)		1,5							
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862		13,2	13,7	1	22	0,4			1,5
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparède, 1862		24,4							
<i>Potamothrix moldaviensis</i> (Vejdovský et Mrázek, 1902)		2							
<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube, 1861)	1			2,4		0,5	2,8		38,8
<i>Rhyacodrilus falciformis</i> Bretscher 1901								2,9	
<i>Spirosperma ferox</i> Eisen, 1879									0,5
<i>Tubifex tubifex</i> (O. F. Müller, 1774)		18,5			5,4	0,4	1,9		1
Tubificidae g. sp. juv.		0,5	0,5		2				3,4
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	3,9	1,9	105,4	4,4		0,4	0,5		1,5
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)		0,5	29,8	0,5		1,8	0,5	0,7	
<i>Haplotaxis gordioides</i> (Hartmann, 1821)	1	0,5						0	
<i>Cernosvitoviella atrata</i> (Brestscher, 1903)								1,5	
<i>Henlea perpusilla</i> Friend, 1911	0,5		1	0,5		1,5			
<i>Cystobranchnus fasciatus</i> (Kollar, 1842)					0,5				
<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus, 1758)					0,5				
<i>Caspiobdella fadejewi</i> (Epshtein, 1961)								1,5	
<i>Glossiphonia complanata</i> (Linnaeus, 1758)									3,4
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,5	1		17,8	1,5	0,4	10,1	6,8
<i>Hemiclepsis marginata</i> (O. F. Müller, 1774)		1							

Tabuľka 2b. Pokračovanie.

Druh	Kuchyňa			Lozorno			Vývrat		
	p	l	o	p	l	o	p	l	o
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)			1				1,7	0,5	31,7
<i>Erpobdella vilnensis</i> (Liskiewicz, 1925)			3,9			2,4			4,9
<i>Asseles aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	0,5	0,5				18,6	0,5	0,5	26,9
<i>Gammarus fossarum</i> Koch, 1835	550	1	297,2	343,1	1	725,9	810,6		654,5
<i>Gammarus roeselii</i> Gervais, 1835			15,1	1			6,3		280,5

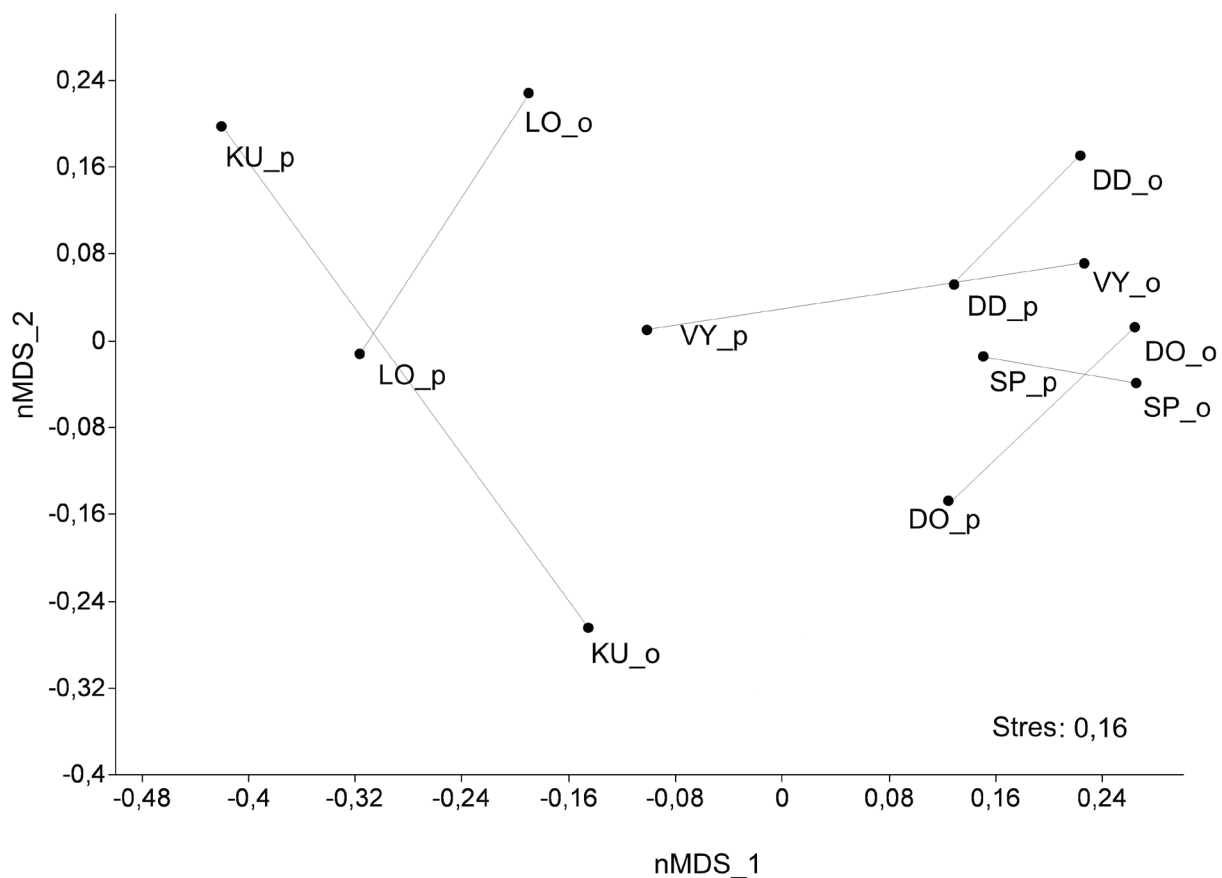
identifikovali v odtoku VN Dolné Dubové, kým najnižšia denzita bola zaznamenaná v litoráloch VN Doľany, Vývrat a Dolné Dubové (Obr. 4b). V priemerných hodnotách indexu diverzity a ekvitality skúmaných spoločenstiev vykazovali najvyššie hodnoty týchto indexov litorálne zóny vodných nádrží (Obr. 4c, d).

DISKUSIA

Skúmané vodné nádrže sú vybudované na malých tokoch, situované v poľnohospodárskej krajine v blízkosti ľudských sídel a vyznačujú sa litorálnou zónou (do 70 cm), emergentnou vegetáciou

a výpustom z hypolimnia. Tieto biotopy môžu potenciálne vytvárať centrá druhovej rozmanitosti vodných organizmov a tak suplovať v tejto oblasti absentujúce prírodné rybníky. Vodné toky však tvoria prirodzené koridory toku energie, hmoty a druhov, kým priehrady na nich vybudované významnú prekážku v tomto aspekte a tak spôsobujú významné diskontinuum v riečnom kontinuu (JUNK et al. 1989, VANNOTE et al. 1980, WARD & STANFORD 1995).

Náš predpoklad, že spoločenstva permanentného makrozoobentosu dvoch rôznych povodí sa budú líšiť sa potvrdil. Spoločenstvá litorálnych zón



Obrázok 3. nMDS diagram vytvorený na základe absolútnej počtosti jednotlivých taxónov s Bray – Curtis indexom podobnosti vylúčením litorálnej zóny MVN z analýzy.

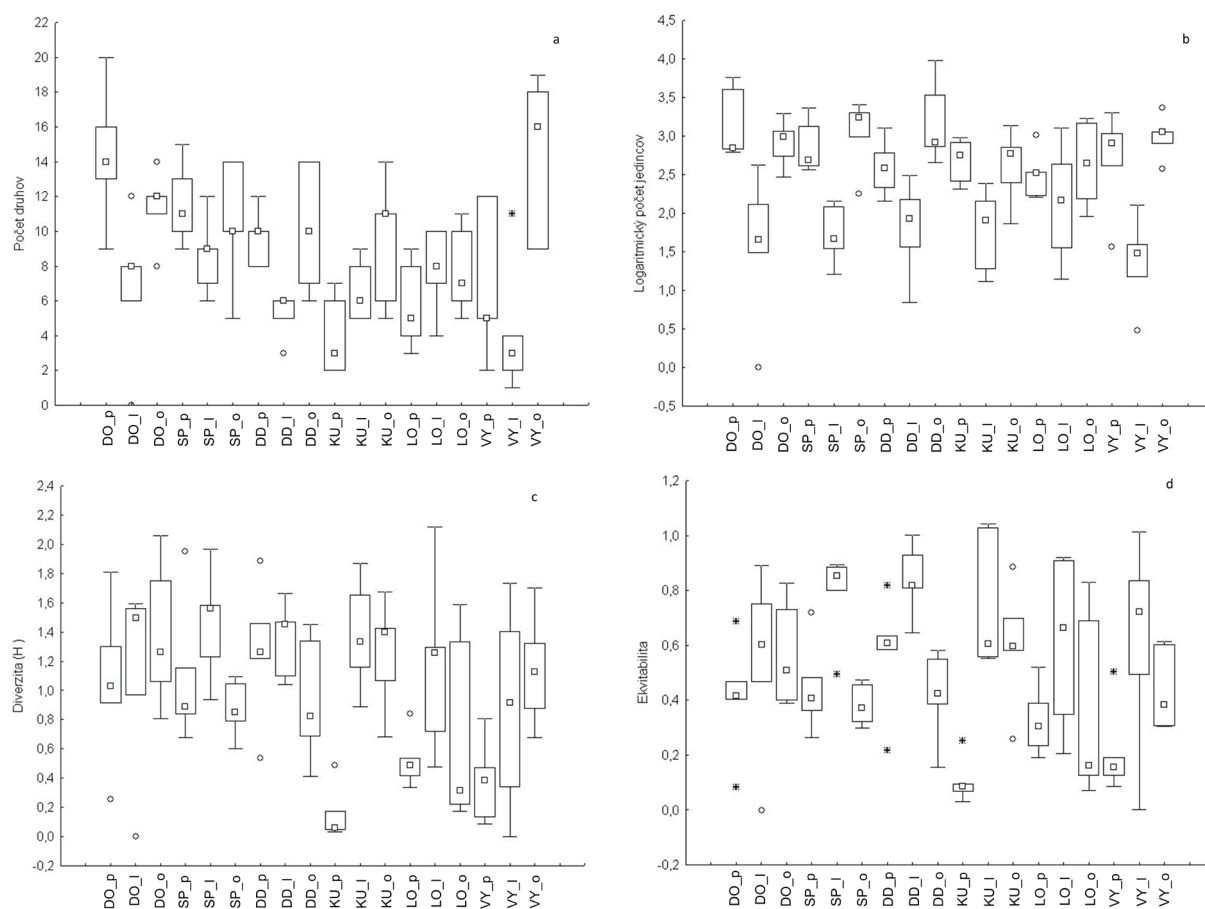
DO_P = Doľany prítok, DO_O = Doľany odtok; SP_P = Suchá n. Parnou prítok, SP_O = Suchá n. Parnou odtok; DD_P = Dolné Dubové prítok, DD_O = Dolné Dubové odtok; KU_P = Kuchyňa prítok, KU_O = Kuchyňa odtok; LO_P = Lozorno prítok, LO_O = Lozorno odtok; VY_P = Vývrat prítok, VY_O = Vývrat odtok.

Tabuľka 3a. Percentuálne zastúpenie vyšších taxonomických skupín permanentnej zložky makrozoobentosu v prítoku, litoráli a odtoku podunajských malých vodných nádrží.

	Doľany			Suchá nad Parnou			Dolné Dubové		
	prítok	litorál	odtok	prítok	litorál	odtok	prítok	litorál	odtok
Turbellaria	6,6	3,6	11,2	1	10,2	3,5	1,6	17,5	2,3
Nematoda	0,3	4,1	1,3	0,4	0,9	0,9	3,9	1,7	0,5
Mollusca	8,3	6,8	13,6	9	12	26	19,3	2,5	20,6
Oligochaeta	19,6	80,7	23,2	26,1	53,5	17,2	26,8	56,9	12,8
Hirudinea	0,4	3,6	0,6	1,1	8,4	0,6	10	18,7	1
Isopoda	5,2	0	2,9	2,6	0	1,2	6	0	1,9
Amphipoda	59,7	1,2	47,2	59,9	15	50,6	32,5	2,7	60,8

Tabuľka 3b. Percentuálne zastúpenie vyšších taxonomických skupín permanentnej zložky makrozoobentosu v prítoku, litoráli a odtoku malokarpatských malých vodných nádrží.

	Kuchyňa			Lozorno			Vývrat		
	prítok	litorál	odtok	prítok	litorál	odtok	prítok	litorál	odtok
Turbellaria	0,4	5	2,7	1,2	5	0,2	0,2	11,2	2
Nematoda	0,1	0	0,3	0,2	2,5	1,5	0	9,5	0,5
Mollusca	24,6	3,4	14,2	15,7	15,8	51	10,1	52,6	16,5
Oligochaeta	17,7	87,5	39,3	26,1	49,1	15,3	20,5	9,7	26,4
Hirudinea	0,1	0,8	0,7	0	22,5	0,7	0,1	15,9	2,2
Isopoda	0	2	5,6	0	0	1,7	0,2	1	1,1
Amphipoda	57,2	1,4	37,2	56,7	5,1	29,6	68,9	0	51,2



Obrázok 4a, b, c, d. Druhová pestrosť, počet jedincov, diverzita a vyrovnanosť spoločenstva v skúmaných prítokoch, odtokoch a litorálnej zóne vodných nádrží.

Tabuľka 4. Výsledky analýzy SIMPER podielu druhov na celkovej nepodobnosti spoločenstiev skúmaných lokalít.

Lokalita	Druh	Nepodobnosť	Kumulatívny % podiel na nepodobnosti
Dolány: celková nepodobnosť – 53,9	<i>Gammarus roeselii</i>	7,242	10,51
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	4,789	17,46
	<i>Dugesia lugubris</i>	4,578	24,1
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	3,988	29,89
	<i>Pisidium casertanum</i>	3,693	35,25
	<i>Pisidium subtruncatum</i>	3,508	40,34
	<i>Asselus aquaticus</i>	3,311	45,14
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	2,608	48,92
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	2,472	52,51
Suchá ⁿ /Parnou: celková nepodobnosť – 45,9	<i>Gammarus roeselii</i>	5,64	12,27
	<i>Pisidium subtruncatum</i>	3,279	19,4
	<i>Asselus aquaticus</i>	2,95	25,81
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	2,776	31,85
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	2,655	37,63
	<i>Pisidium casertanum</i>	2,548	43,17
	<i>Musculium lacustre</i>	2,343	48,26
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	2,097	52,83
Dolné Dubové: celková nepodobnosť – 50,6	<i>Gammarus roeselii</i>	4,841	8,853
	<i>Pisidium casertanum</i>	4,123	16,39
	<i>Gammarus fossarum</i>	3,961	23,64
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	3,632	30,28
	<i>Pisidium subtruncatum</i>	3,443	36,57
	<i>Asselus aquaticus</i>	3,309	42,62
	<i>Erpobdella vilnensis</i>	3,043	48,19
	<i>Tubifex tubifex</i>	3,017	53,7
	Kuchyňa: celková nepodobnosť – 62,3	<i>Dugesia lugubris</i>	10,57
<i>Eiseniella tetraedra</i>		7,513	29,04
<i>Stylodrilus heringianus</i>		6,76	39,89
<i>Pisidium casertanum</i>		4,992	47,91
<i>Gammarus roeselii</i>		4,437	55,03
Lozorno: celková nepodobnosť – 58,7	<i>Asselus aquaticus</i>	8,899	15,43
	<i>Pisidium casertanum</i>	7,13	27,79
	<i>Dugesia lugubris</i>	4,748	36,02
	<i>Gammarus fossarum</i>	4,691	44,15
	<i>Radix auricularia</i>	3,043	49,43
	<i>Dreissena polymorpha</i>	2,85	54,37
Vývrat: celková nepodobnosť – 62,7	<i>Gammarus roeselii</i>	7,217	11,5
	<i>Psammoryctides barbatus</i>	5,626	20,47
	<i>Erpobdella octocolata</i>	5,35	29
	<i>Asselus aquaticus</i>	5,041	37,03
	<i>Pisidium casertanum</i>	4,246	43,8
	<i>Gammarus fossarum</i>	2,692	48,09
	<i>Glossiphonia complanata</i>	2,658	52,32

podunajských vodných nádrží boli značne uniformné, kým spoločenstvá litorálu malokarpatských vodných nádrží sa výraznejšie od seba odlišovali. Podobný rozdiel v štruktúre spoločenstiev sme identifikovali aj medzi samotnými tokmi povodia Moravy a Váhu. Výraznejší rozdiel v štruktúre spoločenstva sme zistili medzi samotným prítokom a odtokom malých vodných nádrží povodia Moravy. Prítoky týchto nádrží pretekajú chráneným, prevažne zalesneným územím s minimálnymi antropickými zásahmi do povodia, kým odtoky už pretekajú poľnohospodárskou krajinou a v blízkosti ľudských sídel majú regulované korytá. Na druhej strane, prítoky a aj odtoky podunajských vodných nádrží sú pod výrazným antropickým tlakom vyplývajúcim z intenzívnej ľudskej činnosti v ich povodiach. Charakter okolitej krajiny významne ovplyvňuje biodiverzitu a mení fyzikálno-chemické vlastnosti vody v nádržiach (DAVIES et al. 2008, WILLIAMS et al. 2008). BECERRA JURADO et al. (2009) identifikoval pH a fosfor ako dôležité veličiny pri určovaní štruktúry bezstavovcov v prírodných rybníkoch. V našej štúdií sme rozdielnosti medzi malokarpatskými a podunajskými vodnými nádržami a medzi prítokmi a odtokmi týchto vodných nádrží identifikovali hlavne v obsahu N–NH₄ a BSK₅ a celkového fosforu. Vyššie hodnoty celkového fosforu a BSK₅ v povodí Váhu odrážajú predovšetkým vyššiu intenzitu poľnohospodárstva v danej oblasti. Na druhej strane, niektoré fyzikálno-chemické parametre vodného prostredia, ako napríklad teplota, pH a obsah kyslíka nevykazovali výraznejšie rozdiely medzi prítokom a odtokom skúmaných vodných nádrží. Teplota vody ako faktor vodného prostredia ovplyvňuje veľa dôležitých ekologických procesov. V dôsledku teplotných zmien vplyvom vodných nádrží dochádza v odtokoch k zníženiu diverzity vodných bezstavovcov (HARDING 1992, 1994, LEHMKUHL 1972, LESARD & HAYES 2003). V skúmaných odtokoch sme nepozorovali teplotný jav, charakteristický pre vodné nádrže s výpusťom vody z hypolimnia. Počas obdobia výskumu bola teplota vody v odtoku vyššia maximálne o 1 – 2 °C v porovnaní s prítokom.

Effects of small water dams on permanent components of macrozoobenthos community in the Small Carpathians streams

V odtokoch vodných nádrží s nízkym prietokom voda rýchlo reaguje na dané meteorologické podmienky, a nie je striktno ovplyvnená vodnou nádržou (MCCARTNEY 2009).

Okrem chemických parametrov, aj samotná hydromorfológia toku je dôležitým faktorom ovplyvňujúcim výskyt bentických bezstavovcov (OGBEIBU & ORIBHABOR 2002). Odtoky skúmaných nádrží sú charakteristické úpravami brehov a dna v podobe skanalizovania toku. Kanalizácia vodného toku môže úplne zatieniť vplyv vodnej nádrže (HORSÁK

et al. 2009), pričom takéto zásahy do toku majú za následok hlavne zníženie heterogenity substrátu (HARDING 1992). V našom prípade zmeny v štruktúre spoločenstva bezstavovcov v odtokoch sa zdajú byť výsledkom interakcie vplyvu modifikácie habitátu, vplyvu vodnej nádrže a antropickými činnosťami v okolitej krajine.

Vo všeobecnosti litorálne zóny vodných nádrží boli chudobnejšie na počet jedincov a mali nižšiu druhovú pestrosť spoločenstva permanentnej zložky makrozoobentosu ako ich prítoky a odtoky. Veľmi vysoká početnosť druhu *Gammarus fossarum* z radu Amphipoda mala za následok výrazné zníženie diverzity spoločenstva najmä v prítokoch MVN, predovšetkým vo VN Kuchyňa. Vysokú početnosť tohto druhu preukázali aj výsledky z potoka Vydrica (Števove & BULÁNKOVÁ 2010). Tým, že spoločenstvá litorálnych zón vodných nádrží boli bez výraznejšej dominancie jedincov niektorého z druhov, vykazovali najvyššie hodnoty indexu diverzity a vyrovnanosti.

ZÁVER

Vo vodných nádržiach Záhorskej a Podunajskej nížiny bolo zistených 69 druhov patriacich do 20 čeladi. Najpočetnejšie boli zastúpené druhy z čeladi Gammaridae, Dreissenidae, Sphaeriidae, Planariidae a Tubificidae. Z daného výskumu vyplýva, že rozdielnosti boli identifikované nielen v štruktúre spoločenstiev permanentnej zložky makrozoobentosu medzi dvoma skúmanými povodiami ale aj v posune spoločenstva medzi samotnými prítokmi a odtokmi vodných nádrží týchto povodí. Charakter okolitej krajiny toku sa odzrkadľuje v niektorých chemických parametroch vodného prostredia, ktoré spolu so zmenou morfológie toku významne umocňujú dosah nádrže na zmenu štruktúry spoločenstva permanentného makrozoobentosu odtoku v porovnaní s prítokom malej vodnej nádrže.

POĎAKOVANIE

Výskum bol podporený grantovou agentúrou VEGA, projekt č. 1/0176/12.

LITERATÚRA

- BECERRA JURADO G, CALLANAN M, GIORIA M, BAARS JR, HARRINGTON R & KELLY-QUINN M, 2009: Comparison of macroinvertebrate community structure and driving environmental factors in natural and wastewater treatment pools. *Hydrobiologia*, 634: 153–165.
- BUCHAR J, DUCHÁČ V, HURKA K & LELLÁK J, 1995: Klíč k určování bezobratlých. Scienta, Praha, 285pp.
- DAVIES BR, BIGGS J, WILLIAMS PJ, LEE JT & THOMPSON S, 2008: A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: Implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural

- landscape. *Hydrobiologia*, 597: 7–17.
- EUROPEAN COMMUNITY (EC), 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- GLÖER P & MEIER-BROOK C, 2003: Süßwassermollusken. *Deutschen Jungendbund für Naturbeobachtung, Hamburg*, 134 pp.
- HAMMER O, HARPER DAT & RYAN PD, 2001: PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4 (1): 1–9.
- HARDING JS, 1992: Physico-chemical parameters and invertebrate faunas of three lake inflows and outlets in Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 26: 95–102.
- HARDING JS, 1994: Variations in benthic fauna between differing lake outlet types in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28: 417–427.
- HORSÁK M, BOJKOVÁ J, ZAHŘÁDKOVÁ S, OMEŠOVÁ M. & HELEŠIČ J, 2009: Impact of reservoirs and channelization on lowland river macroinvertebrates: A case study from Central Europe. *Limnologica*, 39: 140–151.
- HRBÁČEK J, 1972: Limnologické metody (Limnology Methods). *SPN, Praha*. 208 pp.
- JUNK WJ, BAYLEY PB & SPARKS RE, 1989: The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DOGE DP (ed): Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110–127.
- LEHMKUHL DM, 1972: Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29: 1329–1332.
- LESSARD JL & HAYES DB, 2003: Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River research and application*, 19: 721–732.
- LOŽEK V, 1956: Klíč československých měkkýšů. *Vyd. Slovenskej akadémie vied, Bratislava*, 436 pp.
- MCCARTNEY M, 2009: Living with dams: managing the environmental impacts. *Water Policy*, 11: 121–139.
- NEEDHAM JG, 1957: A Guide to the Study of Freshwater Biology with Special Reference of Aquatic Insects and Other Invertebrate Animals and Phytoplanktons, pp. 47–51. In: JHINGRAN AG, UNNITHAN VK & GHOST A (eds), Open Water Systems of India. *Comstock Publishing Association, New York*.
- NEUBERT E & NESEMANN H, 1999: Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea. *Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg, Berlin*, 178 pp.
- OGBEIBU AE & ORIBHABOR BJ, 2002: Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, 36: 2427–2436.
- POFF NL & HART DD, 2002: How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience*, 52: 659–668.
- Števove B & BULÁNKOVÁ E, 2010: Macrozoobenthos of the middle part of the Vydrlica stream – comparison after 50 and 25 years. *Folia faunistica Slovaca*, 15 (3): 19–24.
- TIMM T, 2009: A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia*, 66: 1–235.
- VANNOTE RL, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDE JR & CUSHIN CE, 1980: The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37: 130–137.
- WARD JV & STANFORD JA, 1995: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 105–119.
- WILLIAMS P, WHITFIELD M & BIGGS J, 2008: How can we make new ponds biodiverse? A case study monitored over 7 years. *Hydrobiologia*, 597: 137–148.