

ISSN 1338-080X



9 771338 080002

FOLIA OECOLOGICA 8

PRÍRODNÉ VEDY, LV.

ACTA UNIVERSITATIS PREŠOVIENSIS



PRÍRODNÉ VEDY

FOLIA OECOLOGICA 8

Ročník LV.

Prešov 2012

ACTA UNIVERSITATIS PREŠOVIENSIS

PRÍRODNÉ VEDY

FOLIA OECOLOGICA 8

Ročník LV.



VYDAVATELSTVO
PREŠOVSKÉJ
UNIVERZITY

Zostavovatelia: doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.
Mgr. Petra Semancová

Recenzenti: doc. Ing. Peter Adamišin, PhD., doc. RNDr. Magdaléna Bálintová, PhD., doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD., prof. h. c. prof. Ing. Ondrej Hronec, DrSc., MVDr. Peter Košuth, PhD., MVDr. Lenka Košuthová, PhD., Ing. Ladislav Kováč, PhD., Mgr. Ladislav Pekárik, PhD., RNDr. Štefan Pollák, Ing. Stanislav Torma, PhD., prof. Ing. Jozef Vilček PhD.

Redakčná rada:

Predseda: doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.

Členovia: Ing. Pavol Balázs, PhD.
prof. RNDr. Róbert Ištók, PhD.
doc. PaedDr. Ján Koščo, PhD.
prof. RNDr. Oľga Kontrišová, CSc.
doc. RNDr. Ivan Šalamon, CSc.
prof. RNDr. Jozef Terek, PhD.
prof. RNDr. Miroslav Papáček, CSc.
prof. Dr. Ján Kišgeci
doc. PaedDr. RNDr. Milada Švecová, CSc.

Časopis Acta universitatis prešovensis / Folia oecologica zaregistrovaný na MK SR pod číslom EV 3883/09 – vychádza 2-krát ročne – ISSN 1338-080X – ročník IV/2012, číslo 2 – vydavateľ: Prešovská univerzita v Prešove, Fakulta humanitných a prírodných vied, ul. 17. novembra 1, 080 01 Prešov, IČO 17 070 775 (Časopis je súčasťou série Prírodné vedy).

ISSN 1338-080X

OBSAH / CONTENTS

<i>Dana KOTOROVÁ – Ladislav KOVÁČ – Petra SEMANCOVÁ</i> Vývoj vlastností rozdielnych pôdnych druhov v poldri Beša po jeho zaplavení v roku 2010 <i>Evolution of Properties of Different Soil Types in Beša Polder</i> <i>after 2010 Flood</i>	5
<i>Stanislav TORMA – Anatolij LISNYAK – Danica FAZEKAŠOVÁ</i> Ekologické riziko degradácie pôdy a jeho metodologické základy <i>The Environmental Risk of Soil Degradation and its Methodological Basis</i>	13
<i>Jozef VILČEK – Peter SOPKO – Zuzana KRUŠKOVÁ – Radoslav BUJNOVSKÝ</i> Pochopenie príčin degradácie pôdy ako základný predpoklad jej udržateľného využívania <i>Understanding of Soil Degradation Causes as a Basic Precondition for its</i> <i>Sustainable Use</i>	20
<i>Jaroslav ANDREJI – Petr DVOŘÁK – Michal CANDRÁK</i> <i>Fish Species Diversity of Chotina River with Aspect to Stream Regulation</i>	31
<i>Martin HORVÁTH – Ján ŠEVC – Ján KOŠČO</i> Štruktúra ichthyofauny slovenskej časti povodia Bodvy <i>The Structure of Fish Fauna in the Slovak part of the Bodva River Basin</i>	41
<i>Juraj HAJDÚ – Ladislav PEKÁRIK – Ján KOŠČO</i> Ichthyofauna rybovodu malej vodnej elektrárne Hronská Dúbrava <i>Ichthyofauna of Fish Passage at Hronská Dúbrava Small Hydroelectric</i> <i>Power Plant</i>	56
<i>Myroslav MARKOVYCH – Yuliya KUTSOKON</i> <i>Alien Fish Species in the Lakes of Uzhhorod City (Transcarpathia, Ukraine)</i>	65
<i>Jozef TEREK</i> Fauna pseudokrasovej priepasti Morské oko v Tornali (Šafárikovo) <i>Fauna of Pseudo-karst Gulf of Morské Oko (Sea Eye) in Tornal (Šafárikovo)</i>	75
<i>Zuzana BOGUSKÁ – Danica FAZEKAŠOVÁ – Dagmar MACKOVÁ –</i> <i>– Lenka ANGELOVIČOVÁ</i> Diverzita trvalých trávnych porastov s odlišnými stanovištnými podmienkami <i>Diversity of Grasslands with Different Conditions Habitat</i>	80

<i>Norbert BRITAŇÁK – Lubomír HANZES – Iveta ILAVSKÁ</i> Kvantifikácia sukcesie v troch typoch trávnych porastov <i>Quantification of Succession in three Types of Grasslands</i>	89
<i>Darina MUCHOVÁ – Danica FAZEKAŠOVÁ – Mária LICHVÁROVÁ</i> Rozvoj múčnatky trávovej v porastoch pšenice letnej pestovanej v zmesi odrôd <i>Development of Powdery Mildew in Stands of the Wheat Variety Mixtures</i>	98
<i>Eugeniusz RYDZ – Adam KOWALAK</i> Role of Rural Areas for the Development of Renewable Sources of Energy <i>in Pomerania</i>	106
<i>Lenka ANGELOVIČOVÁ – Danica FAZEKAŠOVÁ</i> Ťažké kovy v prostredí a metodologické možnosti ich stanovovania <i>Heavy Metals in Environment and Methodological Possibilities</i> <i>of their Assessment</i>	124

VÝVOJ VLASTNOSTÍ ROZDIELNYCH PÔDNYCH DRUHOV V POLDRI BEŠA PO JEHO ZAPLAVENÍ V ROKU 2010

EVOLUTION OF PROPERTIES OF DIFFERENT SOIL TYPES IN BEŠA POLDER AFTER 2010 FLOOD

Dana KOTOROVÁ¹ – Ladislav KOVÁČ¹ – Petra SEMANCOVÁ²

ABSTRACT

In year 2009 in dry polder Beša ended solution of project “Quantification of no-production functions of soil and land in dry polder Beša”. In year 2012 in dry polder Beša started researching of project “Analyse of soil properties and landscape development of non-regularly overflowed areas“. This project builds on the previous one and focuses on the quantification of soil properties changes in the polder Beša after flooding in 2010. In four soil profiles in depths 0.0 – 0.6 m in each 0.2 m were determined parameters as follows: particle-size composition, bulk density, total porosity. In year 2012 the content of clay particles was in range 22.28 – 78.89% and characterized soil in polder Beša as sandy-loamy soil till clay. Ground survey, made in year 2012, confirmed very spatial soil heterogeneity from 2009 year. Overflowing of this area in year 2010 contributed to increasing of soil bulk density and decreasing of total porosity. Based on the obtained results can be assumed negative changes in soil properties after flooding of the polder Beša area.

KEY WORDS

overflowing of area, ground survey, physical soil properties

ÚVOD

Zvýšený výskyt extrémnych poveternostných javov v posledných desaťročiach úzko súvisí s prebiehajúcou globálnou klimatickou zmenou. Preto sa v našich zemepisných

1 RNDr. Dana Kotorová, PhD., Ing. Ladislav Kováč, PhD.

CVRV – Výskumný ústav agroekológie Michalovce, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce,
e-mail: kotorova@minet.sk, kovac@minet.sk

2 Mgr. Petra Semancová

Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská Univerzita,
17. novembra 1, 080 16 Prešov,
e-mail: petrasemanco@gmail.com

šírkach častejšie stretávame s prívalovými dažďami, povodňami, či dlhšími obdobiami bez zrážok. V súvislosti s povodňami na Východoslovenskej nížine a celkovými vodohospodárskymi úpravami tohto územia bol pri obci Beša vybudovaný tzv. suchý polder, ktorý sa napúšťa iba pri mimoriadnych povodňových situáciách, keď hrozí nedodržanie zmluvy s Maďarskou republikou o maximálnom prietoku a hladine Bodrogu v Strede nad Bodrogom. Pri poklese hladiny vody v rieke Laborec sa polder vypúšťa a po vyschnutí sa môžu pôvodne zaplavené pozemky obrábať.

Nepravidelné zaplavovanie územia suchého poldra Beša sa odráža nielen v zmene vodného režimu a zásobenosti pôdy vodou, ale aj v zmenách fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností pôdy a ich významnej priestorovej variabilite.

Ochrana pred povodňami sa zabezpečuje aj budovaním retenčných nádrží – tzv. poldrov. Na Východoslovenskej nížine (VSN) bol vybudovaný suchý polder Beša, v ktorom sa zachytávajú veľké vody z povodia rieky Bodrog. Polder je napúšťaný len v mimoriadnych prípadoch, keď hrozí nedodržanie dohody o maximálnom prietoku a hladine Bodrogu v Strede nad Bodrogom. Pri poklese hladiny vody v rieke Laborec sa polder vypúšťa a po vyschnutí sa môžu pôvodne zaplavené pozemky obrábať. Od uvedenia do prevádzky v roku 1965 bol polder Beša napustený 7-krát, naposledy v roku 2010.

Územie suchého poldra Beša predstavuje krajinný priestor zložený z rôznych ekosystémov (lesy, prirodzené lúky a pasienky, vodné ekosystémy, agroekosystémy) s vysokým stupňom biodiverzity. Ekologická stabilita krajiny je na tomto území v dlhších a nepravidelných časových intervaloch narušovaná činnosťou človeka, a to umelým zaplavovaním poldra. Ďalej je stabilita a prírodná hodnota územia na jednej strane ohrozovaná procesmi intenzívnej poľnohospodárskej výroby, a na druhej strane opúšťaním poľnohospodárskej pôdy. Obidva tieto procesy sú negatívne, lebo vedú k strate a degradácii biotopov a ekosystémov, k úbytku biologickej rozmanitosti, k erózii a degradácii pôdy, k zmene hydrologického režimu a pod.

Z krajinárskeho pohľadu sa druhotná krajinná štruktúra územia poldra Beša skladá z 8 skupín krajinných prvkov, pričom najväčší podiel (vyše 50 %) dosahuje skupina prvkov trvalých trávnych porastov. Druhou najväčšou skupinou v retenčnej nádrži je skupina prvkov lesnej a nelesnej vegetácie zaberajúca viac ako 25 % z rozlohy územia (BOLTIŽIAR et al., 2008). Napúšťanie poldra pri mimoriadnych povodňových situáciách má priamy vplyv na zmeny vo vodnom režime pôd v nasledujúcich rokoch (MATI et al., 2007) a podľa KOTOROVEJ et al. (2007) sa v rokoch po zaplavení územia výrazne menia aj pôdne vlastnosti.

Výskumu pôdných vlastností poldra Beša a kvantifikácii jeho mimoprodukčných funkcií sa venoval projekt APVV-0477-06 „Kvantifikácia mimoprodukčných funkcií pôdy a krajiny v suchom poldri Beša“ v rokoch 2007 – 2009. V roku 2012 sa začalo riešenie projektu APVV-0163-11 „Analýza vlastností pôdy a vývoja krajiny v nepravidelne zaplavovaných územiach“.

Cieľom tejto práce je porovnať a kvantifikovať zmeny zrnitostného zloženia a vybraných fyzikálnych vlastností pôdy rôznych pôdných druhov nachádzajúcich sa v suchom poldri Beša po jeho zaplavení v roku 2010.

MATERIÁL A METÓDY

Suchý polder Beša bol vybudovaný v juhovýchodnej časti VSN pri obci Beša a svojou výmerou 1 568 ha a kapacitou 53 mil. m³ vody je najväčším suchým poldrom v strednej Európe (ŠUTOR et al., 1995). Z celkovej výmery pôdy sa poľnohospodársky využívalo 784,46 ha, čo predstavuje 50,03 %. Na zvyšnej výmere sa nachádzajú lesné porasty, remízky stromov a kríkov, rôzne depresné poľnohospodársky nevyužiteľné plochy, stojaté vodné plochy v rôznych častiach poldra, močiare, kanály, poľné cesty a pod. Ako orná pôda sa využívajú okrajové vyvýšené hony s výmerou 146,05 ha. Na výmere 638,41 ha (81,38 % p. p.) sa nachádzajú trvalé trávne porasty (TTP). Hranice poldra Beša sú znázornené na Obrázok 1.



Obrázok 1 Hranice poldra Beša

Terénny prieskum sa v roku 2012 realizoval na štyroch pôdnych profiloch reprezentujúcich najrozšírenejšie pôdne druhy v poldri. Na základe lokalizácie uskutočnenej v roku 2009 pomocou GPS sa v roku 2012 znova odobrali pôdne vzorky z identických bodov. Lokalizácia pôdnych profilov je uvedená v Tabuľke 1.

Tabuľka 1 Lokalizácia odberných profilov

Označenie profilu	Popis profilu	lokalizácia profilu	
		s. š.	v. d.
1. – 4002/1	orná pôda, severná časť	48°34'13''	21°58'20''
2. – 4204/1	typická lúka, severná časť	48°32'39''	21°55'30''
3. – 1304/1	veľmi podmáčané, východná časť	48°31'36''	21°59'57''
4. – 3202/1	podmáčané, západná časť	48°31'50''	21°56'57''

Pôdne vzorky pre zistenie fyzikálnych a hydrofyzikálnych vlastností boli odoberané v jarnom období z hĺbky 0,0 – 0,6 m, z každých 0,2 m.

Overenie pôdnych druhov sa uskutočnilo podľa obsahu ílovitých častíc (ZAUJEC et al., 2009). Pipetovacou metódou podľa Kačinského sa stanovili jednotlivé zrnitostné frakcie podľa rozdielneho priemeru častíc: 1. frakcia – íl ($< 0,001$ mm), 2. frakcia – jemný a stredný prach ($0,001 - 0,01$ mm), 3. frakcia – hrubý prach ($0,01 - 0,05$ mm), 4. frakcia – jemný piesok ($0,05 - 0,25$ mm), 5. frakcia – stredný piesok ($0,25 - 2,00$ mm). Obsah zŕn I. kategórie ($< 0,01$ mm) sa vypočítal ako súčet 1. a 2. frakcie, t. j. súčet obsahu ílu a jemného a stredného prachu.

Z fyzikálnych vlastností pôdy sa hodnotila objemová hmotnosť redukovaná (ρ_d , kg. m⁻³) a celková pórovitosť (P_c , %). Sledované pôdne parametre boli stanovené známymi analytickými metódami podľa FIALU et al. (1999).

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pri výbere pôdnych profilov pre sledovanie zmien zrnitostného zloženia a fyzikálnych vlastností pôdy v suchom poldri Beša sa zohľadňovalo nielen zastúpenie agroekotypov, ale tiež výmery jednotlivých pôdnych druhov. Polder má slúžiť v prvom rade ako retenčná nádrž zachytávajúca tzv. veľké vody a z tohto dôvodu je nepravidelne zaplavovaný. Väčšinu výmery poľnohospodárskej pôdy na tomto území preto tvoria trvalé trávne porasty.

Základná klasifikácia zrnitostných frakcií (KUTÍLEK, 1978) charakterizuje štyri kategórie veľkosti pôdnych častíc: I. kategória – ílovité častice, II. kategória – prach, III. kategória – práškovitý piesok, IV. kategória – piesok. Pre jednotlivé kategórie je typický rozdielny priemer zŕn. Podľa obsahu ílovitých častíc ($< 0,01$ mm) sa pôda rozdeľuje na pôdne druhy. Ich základné kategórie vychádzajú z Novákovej klasifikačnej stupnice zrnitosti (ZAUJEC et al., 2009).

Ťažké pôdy VSN sa vyvinuli na bezkarbonátových ťažko priepustných sedimentoch s kritickou vnútornou drenážou. Ich vlastnosti sú podmienené textúrnym a mineralogickým zložením. Pri výbere odberných profilov sa vychádzalo z potreby zastúpenia všetkých pôdnych druhov nachádzajúcich sa v poldri Beša. Taktiež sa prihliadalo na to, aby sa pôda využívala rozdielnym spôsobom.

Obsah ílovitých častíc (I. kategória) sa v roku 2012 pohyboval v intervale 22,28 – 78,89 % a podľa Novákovej klasifikačnej stupnice je pôda v jednotlivých odberných profiloch v suchom poldri Beša hodnotená ako piesočnato-hlinitá (profil 1.), ílovito-hlinitá (profil 2.), ílovitá (profil 3.) až íl (profil 4.). Aj na území suchého poldra Beša sa potvrdilo zistenie VILČEKA (1998) o výraznej heterogenite pôdnych pomerov na Východoslovenskej nížine prejavujúcej sa v striedaní rozdielnych druhov pôd na veľmi krátkych vzdialenostiach.

Vysoký obsah ílovitých častíc v celej hĺbke pôdneho profilu je jednou z príčin nepriaznivých fyzikálnych vlastností ťažkých až veľmi ťažkých pôd. Priemerné zrnitostné zloženie pôdy v hĺbke profilu 0,0 – 0,6 m je uvedené v Tabuľke 2.

Tabuľka 2 Zrnitostné zloženie pôdneho profilu 0,0 – 0,6 m v suchom poldri Beša

Pôdny profil	Rok	Ø častíc [mm]						Druh pôdy
		< 0,001	0,001–0,01	0,01–0,05	0,05–0,25	0,25–2,00	< 0,01	
1.	2009	10,34	13,55	24,36	35,80	15,95	23,89	pies.-hlin.
	2012	14,24	10,64	18,91	40,42	15,79	24,88	pies.-hlin.
	Δ2012-2009	+3,90	-5,91	-5,45	+4,62	-0,16	+0,99	
2.	2009	21,83	31,60	25,94	18,46	2,16	53,43	ílov.-hlin.
	2012	26,50	27,41	26,06	16,93	3,11	53,91	ílov.-hlin.
	Δ2012-2009	+4,87	-4,19	+0,12	-1,53	+0,95	+0,46	
3.	2009	40,42	26,60	19,55	9,56	3,87	67,02	ílovitá
	2012	34,06	33,69	18,81	10,68	2,75	67,76	ílovitá
	Δ2012-2009	-6,36	+7,09	-0,74	+1,12	-1,12	+0,74	
4.	2009	41,70	34,80	17,25	5,43	0,82	76,50	íl
	2012	52,32	25,73	11,03	10,43	0,79	78,05	íl
	Δ2012-2009	+10,62	-9,07	-6,22	+5,00	-0,03	+1,55	

kde: pies.-hlin. – piesočnato-hlinitá pôda, ílov.-hlin. – ílovito-hlinitá pôda

V roku 2012 v porovnaní s rokom 2009 nebola zistená významnejšia zmena v obsahoch jednotlivých zrnitostných frakcií v sledovaných pôdnych profiloch. Zistené rozdiely (Tabuľka 2) sú skôr výsledkom priestorovej heterogenity záujmového územia, ako vplyvu opätovného zaplavenia územia poldra. Zrnitostné zloženie je výsledkom dlhotrvajúceho pôdotvorného procesu, v ktorom je jedným z významných faktorov aj voda. Pôsobenie vody by muselo byť dlhodobé a sústavné, a preto opätovné zaplavenie poldra v roku 2010 nemohlo výrazne prispieť k zmenám v zastúpení jednotlivých zrnitostných frakcií.

Zo zrnitostného zloženia sledovaných pôdnych profilov vyplýva, že v roku 2012 sa obsah ílu (1. frakcia) v hĺbke 0,0 – 0,6 m nachádzal v intervale 10,69 – 54,83 %. Obsah jemného a stredného prachu (2. frakcia) v hĺbke 0,0 – 0,6 m dosahoval 9,67 – 41,01 %. S obsahom týchto dvoch frakcií súvisí aj obsah zŕn I. kategórie (tzv. ílovité častice), ktorý sa v hĺbke do 0,6 m nachádzal v rozpätí 22,28 – 78,89 %. Výrazné zmeny zrnitostného zloženia sa v roku 2012 nezistili, ale aj tak je možné predpokladať vplyv nepravidelného zaplavovania územia suchého poldra Beša na obsah jednotlivých zrnitostných frakcií v sledovaných pôdnych profiloch.

Zaplavovanie určitého územia prispieva k zhoršovaniu pôdnych vlastností, a toto územie sa následne stáva menej vhodným pre poľnohospodárske využívanie. Na území suchého poldra Beša sa nachádzajú hlavne ťažké pôdy a len nevýznamné zastúpenie majú pôdy ľahšie. Dá sa preto predpokladať, že prítomnosť súvislej hladiny vody na povrchu pôdy počas určitého časového úseku môže mať negatívny vplyv aj na fyzikálne a hydrofyzikálne vlastnosti pôdy. Zaradenie vybraných pôdnych profi-

lov k pôdnym druhom, t. j. k piesočnato-hlinitej pôde, ílovito-hlinitej pôde, ílovitej pôde a ílu (KOTOROVÁ et al., 2010) sa v roku 2012 nezmenilo.

Významným indikátorom úrodnosti pôdy a jej funkcií je optimálny stav fyzikálnych parametrov. Preto aj na plochách, ktoré patria z akýchkoľvek dôvodov k znevýhodneným a len čiastočne sa využívajú na produkčné účely, sú dôležité informácie o ich základných fyzikálnych ukazovateľoch. Hodnoty objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti zistené v roku 2012 (Tabuľka 3) sú porovnané s hodnotami z roku 2009.

Tabuľka 3 Fyzikálne parametre pôdy v suchom poldri Beša

Profil	Hĺbka [m]	ρ_d [kg. m ⁻³]			Pc [%]		
		2009	2012	Δ 2012-2009	2009	2012	Δ 2012-2009
1.	0,0 – 0,2	1660	1726	+66	36,82	35,08	-1,74
	0,2 – 0,4	1776	1787	+11	32,86	32,79	-0,07
	0,4 – 0,6	1720	1739	+19	34,73	34,93	+0,20
	0,0 – 0,6	1718	1751	+33	34,8	34,27	-0,53
2.	0,0 – 0,2	1104	1160	+56	57,42	56,06	-1,36
	0,2 – 0,4	1277	1271	-6	51,19	52,27	+1,08
	0,4 – 0,6	1409	1406	-3	46,52	47,3	+0,78
	0,0 – 0,6	1263	1279	+16	51,71	51,88	+0,17
3.	0,0 – 0,2	1151	1297	+146	56,09	50,87	-5,22
	0,2 – 0,4	1222	1397	+175	52,82	46,99	-5,83
	0,4 – 0,6	1324	1369	+45	49,69	49,03	-0,66
	0,0 – 0,6	1232	1354	+122	52,86	48,96	-3,90
4.	0,0 – 0,2	1040	1158	+118	61,74	56,53	-5,21
	0,2 – 0,4	1106	1212	+106	58,35	54,47	-3,88
	0,4 – 0,6	1195	1245	+50	54,83	53,34	-1,49
	0,0 – 0,6	1113	1205	+92	58,31	54,78	-3,53

Pri pôdnom profile 1. (piesočnato-hlinitá pôda) objemová hmotnosť v roku 2012 v porovnaní s rokom 2009 bola vyššia a zvyšovala sa v celej hĺbke pôdneho profilu. V profile 2. (ílovito-hlinitá pôda) sa v porovnaní s rokom 2009 v roku 2012 objemová hmotnosť zvýšila o 56 kg. m⁻³ v hĺbke 0,0 – 0,2 m. Ešte výraznejšie zvýšenie objemovej hmotnosti sa v roku 2012 zistilo v profile 3. (ílovitej pôdy) – v priemere +122 kg. m⁻³ a v profile 4. (íl) – v priemere +92 kg. m⁻³. Pri profiloch s vyšším obsahom ílovitých častíc však boli objemové hmotnosti podstatne nižšie ako v profile s piesočnato-hlinitou pôdou. Tieto zistenia sú v súlade s tým, čo publikovali, napr. GUSPAN et al. (1975) a ŠÚTOR et al. (2002).

So zvýšením objemovej hmotnosti v roku 2012 korešpondovalo zníženie celkovej pórovitosti, ktorá sa v hĺbke 0,0 – 0,6 m pohybovala od 32,79 % do 56,53 %. Nižšia celková pórovitosť poukazuje na veľmi pravdepodobnú možnosť zníženia

nielen transportnej, ale aj akumuláčnej funkcie pôdy v poldri Beša zmenšením pórového systému (KOTOROVÁ et al., 2011).

ZÁVER

Vysoká priestorová heterogenita pôdy zistená v roku 2009 v suchom poldri Beša sa potvrdila výsledkami terénneho prieskumu v roku 2012. Prítomnosť rozdielnych pôdnych druhov – piesočnato-hlinitej pôdy, ílovito-hlinitej pôdy, ílovej pôdy a ílu – opätovne poukázala na rozmanitosť pôdy v poldri Beša a na ich striedanie na krátkych vzdialenostiach.

Zaplavenie záujmového územia poldra Beša v roku 2010 prispelo k zvýšeniu objemovej hmotnosti a k zníženiu celkovej pórovitosti pôdy.

Na základe výsledkov doteraz získaných terénnym prieskumom možno predpokladať negatívne zmeny pôdnych vlastností po zaplavení záujmového územia. Vývoj fyzikálnych vlastností pôdnych druhov v suchom poldri Beša bude predmetom ďalšieho výskumu.

POĎAKOVANIE

Práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe zmluvy č. APVV-0477-06 a č. APVV-0163-11.

POUŽITÁ LITERATÚRA

- BOLTIŽIAR, M. – MOJSES, M. – MATI, R. et al. 2008. Druhotná krajinná štruktúra územia suchej retenčnej nádrže poldra Beša v roku 2003. In: Ekologické štúdie VII. Nitra: Slovenská ekologická spoločnosť pri SAV, 2008, s. 28 – 36. ISBN 978-80-968901-5-6.
- FIALA, K. et al. 1999. Čiastkový monitorovací systém – pôda: Záväzné metódy. 1. vyd. Bratislava : Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, 1999. 138 s. ISBN 80-85361-55-8.
- GUSPAN, J. – FORGÁČ, K. – ZRUBEC, F. 1975. Zúrodňovanie ťažkých pôd. 1. vyd. Bratislava: Príroda, 1975. 219 s.
- KOTOROVÁ, D. – KOVÁČ, L. – ŠOLTYSOVÁ, B. – MATI, R. 2007. Variabilita pôdnych vlastností v suchom poldri Beša. In: Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra. 15. posterový deň. Bratislava: ÚH SAV, GFÚ SAV. s. 276 – 282. ISBN 987-80-89139-13-2.
- KOTOROVÁ, D. – MATI, R. – KOVÁČ, L. – ŠOLTYSOVÁ, B. 2010. Možnosti mimoprodukčného využívania poldra Beša. In: Folia oecologica 3, roč. 51., 2010, s. 74 – 88.
- KOTOROVÁ, D. – JAKUBOVÁ, J. – KOVÁČ, L. 2011. Dependence of heavy soil transport function on soil profile depth. In: Agriculture (Poľnohospodárstvo), vol. 57, 2011, no. 2, pp. 45-52. DOI:10. 2478/v10207-011-0005-0.
- KUTÍLEK, M. 1978. Vodohospodárska pedologie. 2. prepracované vyd. Praha: SNTL/ALFA 1978. 296 s.

- MATI, R. et al. 2007. Kvantifikácia mimoprodukčných funkcií pôdy a krajiny v suchom poldri Beša. Ročná správa projektu APVV-0477-06. SCPV – Ústav agroekológie Michalovce, 12 s.
- VILČEK, J. 1998. Interpretácia bonitácie pôd na Východoslovenskej nížine. In: Trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby na regionálnej úrovni. 2. diel. Michalovce: OVÚA, 1998, s. 207 – 212.
- ŠÚTOR, J. – GOMBOŠ, M. – MATI, R. – IVANČO, J. 2002. Charakteristiky zóny aerácie ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny. 1. vyd. Bratislava : ÚH SAV, Michalovce: OVÚA, 2002. 216 s. ISBN 80-968480-08-9.
- VILČEK, J. a kol. 2002. Pedologické aspekty hodnotenia a efektívneho využívania produkčného a mimoprodukčného potenciálu pôd. (Záverečná práca za čiastkovú úlohu). Bratislava: VÚPOP, 2002. 21 s.
- ZAUJEC, A. – CHLPÍK, J. – NÁDAŠSKÝ, J. – SZOMBATHOVÁ, N. – TOBIAŠOVÁ, E. 2009. Pedológia a základy geológie. 1. vyd. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2009. 400 s. ISBN 978-80-552-0207-5.

**ĚKOLOGICKÉ RIZIKO DEGRADÁCIE PŔDY
A JEHO METODOLOGICKÉ ZÁKLADY**

**THE ENVIRONMENTAL RISK OF SOIL DEGRADATION
AND ITS METHODOLOGICAL BASIS**

Stanislav TORMA¹ – Anatolij LISNYAK² – Danica FAZEKAŠOVÁ³

ABSTRACT

The theoretical positions of the estimation of the ecological risk degradation topsoil are presented. It is shown that the integral factor of the risk size of the soil ecological condition for such estimations is the most acceptable. This factor is calculated from these parameters, which give most information about soil condition.

KEYWORDS

risk, land use, integral factor, soil degradation

ÚVOD

Využívanie krajiny na území Ukrajiny je charakterizované výnimočne vysokou úrovní poľnohospodárskej činnosti na pôde, pri ktorej môže dôjsť k nezvratnej degradácii pôd (MEDVEDEV, 2002). Táto sa často môže posudzovať aj ako zánik ekosystému. Čím je vyššia úroveň antropického zaťaženia, tým je vyššie riziko narušenia mechanizmov, ktoré zabezpečujú stabilitu ekosystému, ako aj možnosť ich precho-

¹ Ing. Stanislav Torma, PhD.

Výskumný ústav pôdoznectva o ochrany pôdy, pracovisko Prešov, Raymannova 1, 080 01

Prešov, Slovenská republika,

e-mail: s.torma@vupop.sk

² Dr. Anatolij Lisnyak

Ukrainian Research Institute of Forestry and Forest Melioration named after G. N. Vysotsky,

Pushkinska Str. 86, 61024 Kharkiv, Ukraine,

e-mail: laa79@mail.ru

³ doc. Ing. Danica Fazekasová, PhD.

Prešovská univerzita v Prešove, Fakulta manažmentu, Katedra enviromentálneho manažmentu.

Ul. 17. novembra č. 1, Prešov 081 16, Slovenská republika,

e-mail: danica.fazekasova@unipo.sk

du do nového stavu, ktorý nie je vhodný pre životné funkcie bioty, vrátane človeka (KOČUROV, 1992).

Riziko degradácie pôdy, následky a prepojenie medzi antropickým zaťažením a stabilitou pôd sú v súčasnosti nedostatočne preskúmané. Vychádzajúc z literárnych údajov (ANDEL, 1994; MEDVEDEV, 2002; DOBROVOLSKIJ, 2002) o poznatkoch zákonitosti evolúcie prírodných systémov, metodologickým základom ekologickej stratégie v oblasti využívania pôd by sa mala stať minimalizácia rizika degradácie pôdy. Tento prístup sa považuje za oveľa lepší ako „normatívny“ z dôvodu, že berie do úvahy všetky faktory antropického vplyvu vzhľadom na dlhodobé, naoko zanedbateľné, ale potenciálne veľmi nebezpečné procesy.

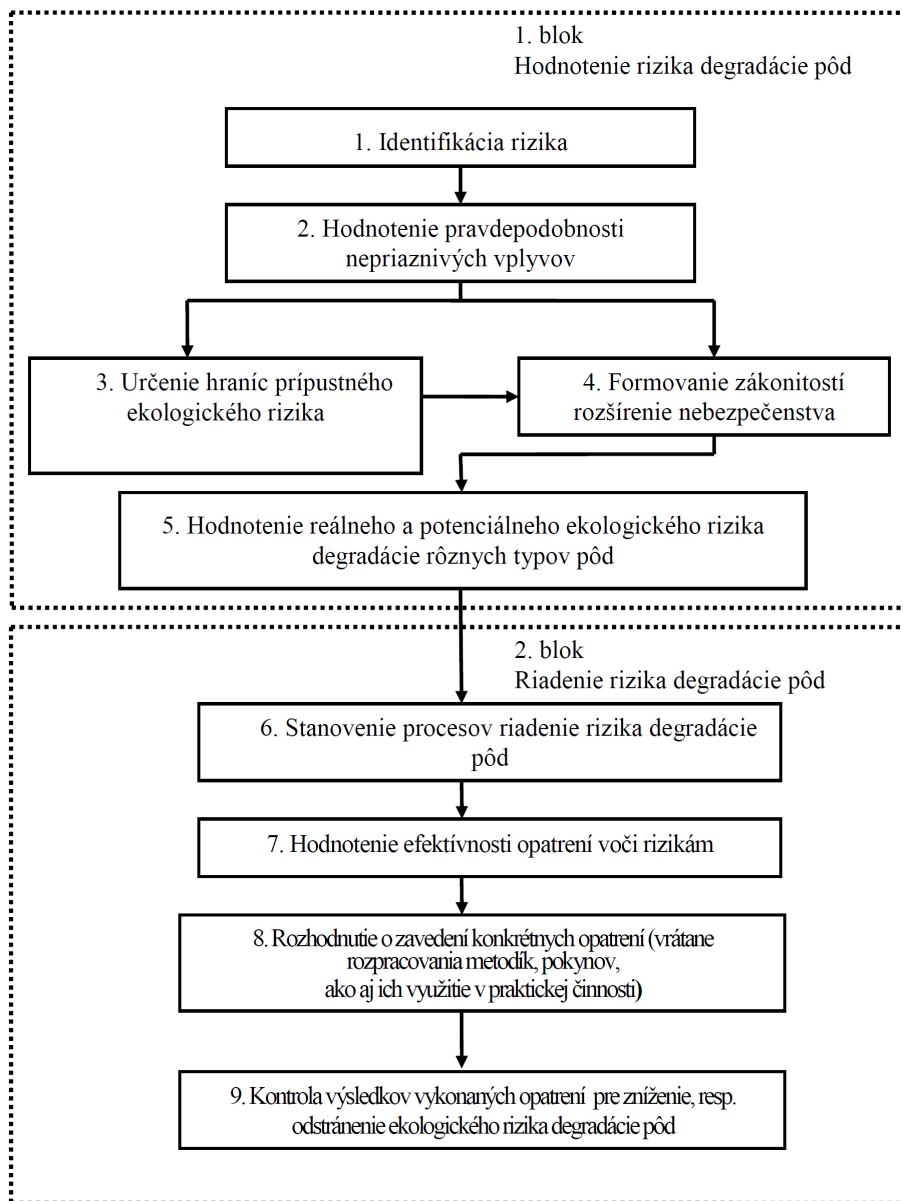
MATERIÁL A METÓDY

Hlavným cieľom práce je zdôvodnenie teoretických základov a rozpracovanie metodologických prístupov zdokonalenia mechanizmov bezpečného využívania pôd na základe sledovania parametrov rizík degradácie pôd. Metodologický prístup predpokladá využitie výsledkov dlhodobých aj krátkodobých poľných pokusov pri rôznom antropickom zaťažení, sledovaní v rôznych pôdno-ekologických podmienkach, vrátane rôznych typov krajiny, využívania pôd i vegetácie. Ďalej je dôležité zovšeobecnenie údajov získaných v procese sledovania pôdnych procesov a režimov v podmienkach rozličného ekologického stavu pôd, ako aj imitačno-optimalizačná metóda systémovej analýzy.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Hodnotenie a riadenie rizika degradácie pôd

Termín „ekologické riziko degradácie pôd“, podobne ako aj „klasické ekologické riziko“ (KOČUROV, MIRONJUK, 1992) musí zahŕňať tri základné prvky: a) pravdepodobnosť alebo možnosť neželaného vplyvu, b) hodnotenie možných následkov neželaného vplyvu, c) riadenie rizika. Tieto tri prvky rizika degradácie pôdy boli zjednotené do dvoch štruktúrnych blokov: 1) etapa hodnotenia rizika degradácie pôd, cieľom ktorej bolo stanovenie kvantitatívnych parametrov rizika, zodpovedajúcich rôznym scenárom rozvoja nepriaznivých vplyvov a stratégie ochrany pred nimi a 2) etapa riadenia rizika degradácie pôd, cieľom ktorej bolo stanovenie mier, dovoľujúcich znížiť úroveň rizika do prijateľných rozmerov a kontroly následkov ich účinku (Obrázok 1).



Obrázok 1 Schematický blok hodnotenia a riadenia rizika degradácie pôd
Figure 1 Schematic block assessment and risk management of soil degradation

Sledujúc štruktúru prezentovanú na Obrázok 1, sme neustále schopní pochopiť, aký problém sa v pôde vyskytol, aký rozmer a intenzitu tento problém získal, aké opatrenie môžeme prijať, nakoľko súrnym a nevyhnutným sa javí odstránenie, resp. obmedzenia problému. Uvedená štruktúra kladie presné požiadavky na charakter a objem informácií, nevyhnutných na zabezpečenie prijatia riešenia, dovoľuje posudzovať jednotlivé opatrenia v rámci celého kontextu, tzn. existuje možnosť hodnotiť dôležitosť a prioritu ochranných opatrení v komplexe s inými opatreniami, ktoré majú vzťah k danému pôdnemu problému, prostredníctvom hodnotenia ich celkového vplyvu na zosilnenie, resp. oslabenie existujúceho ekologického rizika.

Je treba mať na zreteli, že usmerňovanie ekologického rizika degradácie pôd musí byť z metodologickej stránky zabezpečené tvorbou a realizáciou zodpovedajúcich štandardizovaných metodík hodnotenia rôznych jeho prejavov – ekologické riziko znečistenia pôd ťažkými kovmi, ekologické riziko zaplavených území, ekologické riziko zhutnenia pôd a pod.

Pri antropickej činnosti na pôde prebieha narušenie pôdných funkcií a parametrov najčastejšie v nasledovnej postupnosti: funkcie pôdy ako historického média (v ruskej literatúre „informačná funkcia pôdy“) → biochemické, fyzikálno-chemické, chemické → fyzikálne parametre. Skutočnosť, že rôzne ekologické funkcie sú narušované pri rôznych stupňoch vplyvu, je v prvom rade treba brať do úvahy pri hodnotení ekologického rizika degradácie pôdy. Ak chceme zachovať plnohodnotné ekologické funkcie pôdy, hodnotenie ekologického rizika jej degradácie je treba vykonať na základe stupňa narušenia týchto funkcií. Ďalším krokom je využitie nie maximálne prípustnej koncentrácie znečisťujúcej látky v pôde, ale integrovaného indikátora rizika ekologického stavu pôdy, ktorý sa vypočítava na základe súboru parametrov pôdy, ktoré poskytujú najviac informácií o jej stave.

Použitie integrovaného indikátora sa podmieňuje nasledovnými príčinami:

- a) dovoľuje objektívne ohodnotiť stupeň nebezpečenstva znečistenia pôdy celého radu látok rôzneho množstva a toxicity pri jednorazovej činnosti na ekosystém,
- b) hodnotenie stupňa nebezpečenstva znečistenia pôdy sa môže vykonávať v kontexte lokálnej ekologickej situácie,
- c) integrovaný indikátor kvality pôdy eliminuje možnosť preceneného hodnotenia pri neracionálnom využívaní pôd a nízkej efektívnosti opatrení, smerujúcich k ochrane prírody, tzn. garantuje komplexný prístup.

Integrovaný indikátor musí vystupovať v úlohe konkrétnej hodnoty pri rôznom stupni rizika degradácie pôdy. Predpokladá sa zaviesť nasledovné stupne vyjadrenia ekologického rizika degradácie pôdy: veľmi slabý, slabý (tieto dva stupne zodpovedajú takému stavu pôdy, kedy riziko prakticky neexistuje), stredný (keď je riziko degradácie relatívne vysoké, ale stav pôdy sa dá v plnej miere obnoviť), silný a katastrofický (v prípade týchto dvoch stupňov sa jedná už o výrazné riziko, kedy ani agromelioračné opatrenia nemusia postačovať na obnovu pôdných vlastností) (Tabuľka 1).

Ekologické funkcie pôdy nie sú narušené, pokiaľ nenastane odchýlka integrovaného indikátora od pôvodného stavu hodnotených parametrov. Ak odchýlka nastane, každý z hodnotených parametrov je sprevádzaný degradačným procesom (zníženie úrodnosti pôdy, zníženie biologickej aktivity pôdy, zvýšenie plôch zasolenia pôd a pod.)

Integrovaný indikátor je kalkulovaný pre každý jednotlivý parameter samostatne a potom sa porovnáva so škálou stupňov degradácie pôdy (Tabuľka 1). Vypočítava sa ako percentuálny pomer východiskových hodnôt hodnoteného parametra k aktuálnemu podľa rovnice (1):

$$I = \frac{E \cdot 100}{F} \quad (1)$$

kde I – integrovaný indikátor hodnoteného parametra; E – východisková hodnota hodnoteného parametra; F – aktuálna hodnota hodnoteného parametra.

Tabuľka 1 Škála stanovenia hodnoty integrovaného indikátora pri rôznej degradácii pôdy pri rôznych hodnotených parametroch

Table 1 Range of determining the value of an integrated indicator for different land degradation at different evaluated parameters

Hodnotené parametre	Stupne vyjadrenia rizika pomocou integrovaného indikátora pri rôznej degradácii pôdy				
	Veľmi slabý	Slabý	Stredný	Silný	Katastrofický
Pokles obsahu humusu (% pôvodného stavu)	~0	< 30	30-70	70-90	> 90
Plocha zasolenia pôd (% pôvodného stavu)	~0	< 5	5-20	20-50	> 50
Plocha postihnutá veternou eróziou (% pôvodného stavu)	~0	< 10	10-20	20-40	> 40

Tabuľka 2 Kvalitatívne ohodnotenie stavu (kvality) pôdy a tomu zodpovedajúce hodnotenie rizika

Table 2 Qualitative assessment of the state (quality) of the soil and the corresponding risk assessment

Úroveň straty ekologickej kvality pôdy	Kvalitatívne príznaky stavu pôdy	Stupeň vyjadrenia rizika	Poškodené vlastnosti (funkcie) pôdy
1	Príznaky degradácie nie sú prítomné	Veľmi slabý (prakticky nebadateľný)	Žiadne
2	Príznaky degradácie sú slabo vyjadrené, procesy degradácia sú v začiatkoch štádia, prirodzené funkcie pôdy sú prakticky nezmenené	Slabý (málo významný)	Funkcia pôdy ako historického média „informačná funkcia pôdy“
3	Príznaky degradácia sú zrejmé, ale s použitím zodpovedajúcich opatrení je možné stav pôdy úplne obnoviť, prirodzené vlastnosti pôdy sú čiastočne narušené	Stredný (významný)	Biochemické, chemické, fyzikálno-chemické
4	Zmena vlastností a parametrov pôdy je výrazná, prirodzené funkcie sú výrazne negatívne ovplyvnené, zastaviť proces degradácie je problematické, sú potrebné následné investície do agromelioračných opatrení	Silný (neželané riziko)	Biochemické, chemické, fyzikálno-chemické, fyzikálne
5	Pôda úplne stratila minimálne jednu zo svojich funkcií, je možné len ich čiastočné obnovenie prostredníctvom agromelioračných opatrení	Katastrofický (výrazne neželané riziko)	Biochemické, chemické, fyzikálno-chemické, fyzikálne

V Tabuľke 2 je uvedený príklad škály hodnotenia rizika degradácie pôdy, ktorá je kalkulovaná na základe existujúcich normatívnych veličín pre každý hodnotený parameter stavu pôdy (na príklade obsahu humusu, plochy zasolenia pôd a plôch postihnutých veternou eróziou). Urobiac také hodnotenie pôd podľa jednotlivých parametrov, je možné synteticky zhodnotiť celkové riziko degradácie pôdny, ktoré je vyjadrené nasledujúcou rovnicou (2):

$$Op = \frac{\sum_{q=1}^n v}{S} \quad (2)$$

kde: Op – syntetické hodnotenie rizika degradácie pôdy (%), v – stupeň vyjadrenia rizika jednotlivých parametrov, S – maximálne možná suma stupňov vyjadrenia rizika pre stanovované parametre, q – poradové číslo parametra, n – počet parametrov.

Predkladaný prístup hodnotenia ekologických rizík degradácie pôd možno využiť pri realizácii opatrení, smerujúcich k ochrane nielen pôdy, ale aj celej prírody: pri hodnotení vplyvu rizík na životné prostredie, pri bioindikácii a biodiagnostike degradačných zmien v pôde, pri monitoringu pôd, pri ekologickom hodnotení znečistenia pôd, pri tvorbe ekologických máp, pri prognózovaní ekologických vplyvov určitej hospodárskej činnosti na danom území, pri hodnotení rizika katastrof, pri vykonávaní ekologickej expertízy, resp. certifikácii územia a pod.

ZÁVER

Hodnotenie ekologického rizika sa musí vykonávať v kontexte konkrétnej lokálnej ekologickej situácie. Následné riadenie rizika degradácie pôd na základe integrovaného indikátora dovoľuje vytvárať nielen ekologicky účelné, ale aj ekonomicky efektívne programy na ochranu prírody. Takéto hodnotenie ekologického rizika (na objektívnejšom základe) umožňuje pristupovať k problému definície priorít činností smerujúcich k ochrane prírody.

POĎAKOVANIE

V príspevku boli využité výsledky riešenia projektu APVV č. 0131-11.

LITERATÚRA

- ANDEL, J. 1994. Regions of Environmental burden in the Czech Republic - Methods of definition. In: Acta Universitatis Carolinae, Geographica. 1994. No. 1. s 111-125.
- DOBROVOLSKIJ, G. N. (red.) 2002. Degradacija i ochrana pochv. MGU Moskva, 654 s.
- KOČUROV, B. I. 1992. Ekologicheskij risk i vzniknovenije ostrých ekologicheskich situacij. In: Izvestija RAN, serija geografija, No 2., s. 112-122.
- KOČUROV, B. I. - MIRONJUK, S. G. 1992. Podchody k opredeleniju i klassifikacii ekologicheskogo riska. In: Vestnik MGU, serija 5, geografija, No 4, s. 24-27.
- MEDVEDEV, V. V. 2002. Monitoring pochv Ukrainy. koncepcija. Predvaritelnyje rezultaty. Zadachi. Antikva Charkov, 428 s.

**POCHOPENIE PRÍČIN DEGRADÁCIE PÔDY
AKO ZÁKLADNÝ PREDPOKLAD JEJ UDRŽATEĽNÉHO VYUŽÍVANIA**

**UNDERSTANDING OF SOIL DEGRADATION CAUSES
AS A BASIC PRECONDITION FOR ITS SUSTAINABLE USE**

*Jozef VILČEK*¹ – *Peter SOPKO*² – *Zuzana KRÚŠKOVÁ*³ –
– *Radoslav BUJNOVSKÝ*⁴

ABSTRACT

Persistent problems of soil degradation indicate that the current use of this natural resource is not sustainable. To the immediate reasons belong:

- *insufficient attention paid to the principles of good soil management and the relevant supporting legislation,*
- *the negative impact of economic activities on soil quality, not only in industrial and urban areas, but also on soil quality in the agricultural and forest sector,*
- *giving preference in the long-term to the importance of soil production function over remaining ecological functions,*
- *lack of utilisable information on soil protection in individual economic sectors,*
- *lack of broad public awareness to protect soil as a natural resource,*
- *building of infrastructure and industrial enterprises for provision of permanent economic growth,*
- *misunderstanding the essence of ownership relations to the soil.*

¹ *prof. Ing. Jozef Vilček, PhD.*

*Katedra geografie a regionálneho rozvoja, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, ul. 17. novembra 1, 081 16 Prešov, VÚPOP Raymanova 1, 080 01 Prešov,
e-mail: jozef.vilcek@unipo.sk*

² *Mgr. Peter Sopko*

*Katedra geografie a regionálneho rozvoja, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, ul. 17. novembra 1, 081 16 Prešov,
e-mail: peter.sopko@unipo.sk*

³ *Ing. Zuzana Krúšková*

*Katedra geografie a regionálneho rozvoja, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita, ul. 17. novembra 1, 081 16 Prešov,
e-mail: suzan.kruskova@gmail.com*

⁴ *Ing. Radoslav Bujnovský, CSc.*

*Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 4297/5, 811 02 Bratislava
e-mail: bujnovsky@vuvh.sk*

Besides these issues, it is possible to identify deeper causes of soil degradation, closely related to human thinking and activities. To them belong the favouring economic views in contrast to environmental benefits, private and group interests to cross societal ones, short-term benefits to long-term ones, promotion of excessive consumption as well as permanent need to increase the economic growth of individuals or purpose-built groups. It is necessary to consider these causes at provision of sustainable soil use. With regard to the complex nature of the causes, soil protection must be of interest of all society.

KEY WORDS

soil degradation, soil use, soil protection

Úvod

Pôdu, podobne ako ostatné prírodné zdroje, má človek k dispozícii pre zabezpečenie harmonického života. Z uvedeného pohľadu uvedený prírodný zdroj by mal byť zachovaný v rovnakej kvalite aj pre budúce generácie. Využívanie a kvalita pôdy sú však neraz vzdialené od želaného stavu. Viaceré dokumenty uvádzajú degradáciu pôdy ako významný problém na celosvetovej aj regionálnej úrovni (EEA, 2010; JONES et al., 2012; LOUWAGIE et al., 2011; VAN CAMP et al., 2004 a i.). Procesy degradácie pôdy znižujú kapacitu pôdy zabezpečovať ekologické funkcie esenciálne z pohľadu ľudského života (BUJNOVSKÝ et al., 2009; JONES et al., 2012; FAZEKAŠOVÁ, 2003; YAALON, ARNOLD, 2000).

Spôsob využívania pôdy, vzhľadom na charakter aktivít človeka, ovplyvňuje jej kvalitu, funkcie a taktiež kvalitu ostatných zložiek prostredia, čo sa premieta do celkovej stability územia, resp. krajiny. Z dlhodobého hľadiska spôsob využívania pôdy a krajiny patrí k hlavným faktorom ovplyvňujúcim globálny stav životného prostredia a to prostredníctvom klimatickej zmeny a znečisťovania vodných zdrojov (MEYER, TURNER, 1994; WATSON et al., 2000; UNEP, 2007).

Identifikácia stavu degradácie pôdy a monitorovanie vývoja parametrov pôdy predstavuje zdroj potrebných informácií, ktoré nachádzajú využitie tak pri úprave existujúcej legislatívy, ako aj pri výkone praktických opatrení zameraných na ochranu pôdy (FAZEKAŠOVÁ, 2012). V nadväznosti na monitorovanie stavu pôdy nadobúda význam analyzovania príčin, ktoré priamo či nepriamo spôsobujú/ovplyvňujú degradáciu pôdy (VAN CAMP et al., 2004). Okrem toho, ako uvádzajú MEYER, TURNER II (1994) a BROWN (2003), ľudské aktivity predstavujú hlavný zdroj súčasných zmien stavu a vývoja biosféry. Prehodnotenie priorít a reštrukturalizácia globálnej ekonomiky je všeobecnou výzvou pre zachovanie kvality životných podmienok ľudskej civilizácie na Zemi v budúcom období (BROWN, 2003). Uvedené sa týka aj oblasti využívania pôdy.

MATERIÁL A METÓDY

Príspevok analyzuje príčiny degradácie pôdy v podmienkach Slovenska. Východiskovým zdrojom a metodickým princípom je v tomto smere Koncept DPSIR (European Commission, 1999), ktorý slúži ako pragmatický rámec, resp. platforma pre hodnotenie problému degradácie pôdy a súvisiacej kvality pôdy. V súlade s autormi LOVELAND, THOMPSON (2002) za hybné sily (driving forces) považujeme socio-ekonomické faktory, kým environmentálne, resp. prírodné faktory majú skôr charakter tlakov (pressures).

Príspevok prezentuje bežný a komplexnejší pohľad na hodnotenie príčin degradácie pôdy. V súlade s názormi LAMBINA (2005), je aplikovaný prístup založený na hĺbkovej analýze faktorov spôsobujúcich, resp. podporujúcich vznik degradačných procesov pôdy prípadne zabráňujúcich prijatie účinných opatrení. Uvedené zahrňuje tiež správanie jednotlivcov vo vzťahu k využívaniu prírodných zdrojov. V širšom kontexte poškodzovanie životného prostredia uvádzané v texte zahrňuje aj degradáciu pôdy.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Základná analýza príčin degradácie pôdy

Stupeň degradácie pôdy je podmienený konkrétnym spôsobom využívania pôdy a spravidla klesá v poradí: priemyselné oblasti > urbánne oblasti > poľnohospodársky sektor > lesný sektor. Bezprostrednou príčinou degradácie pôdy v poľnohospodárstve (a čiastočne aj v lesnom hospodárstve) je nedostatočné uplatňovanie zásad správnej poľnohospodárskej, resp. lesohospodárskej praxe a trvalé nadradžovanie významu produkčnej funkcie pôdy nad ostatné ekologické funkcie. V zmysle toho, doteraz (aj v podmienkach Slovenska), bola pôda považovaná za výrobný prostriedok, ktorý slúži užívateľovi pôdy pre dosahovanie hospodárskeho zisku.

Hospodárske aktivity človeka ovplyvňujú kvalitu pôdy nielen v priemyselných a urbánných oblastiach (zhutňovanie a znečisťovanie pôdy), ale aj pôdu v poľnohospodárskom a lesnom sektore (acidifikácia a znečisťovanie pôdy). Budovanie infraštruktúry, priemyselných závodov a parkov pre zabezpečovanie trvalého ekonomického rastu, ako aj rozvoj bytovej výstavby bolo a je spravidla spojené s trvalými zábermi poľnohospodárskej pôdy. Uvedeným záberom pôdy do budúcnosti nemožno síce zabrániť, ale kvalitu zaberanej pôdy možno do určitej miery regulovať.

Vlastnícke vzťahy sa spravidla viažu s ekonomickým využitím pôdy (produkčná funkcia, zdroj surovín, priestor pre hospodárske aktivity človeka vrátane bytovej výstavby). Typ vlastníctva pôdy sám o sebe nemôže uspokojivo riešiť problém jej degradácie. Pôda v súkromnom vlastníctve je spravidla považovaná za prostriedok ktorý slúži výlučne záujmom vlastníka. Vlastnícke práva, dokonca aj súkromné, mali by zahrňovať taktiež povinnosti alebo zodpovednosť za ich ochranu, pretože dôsledky poškodzovania ekologických funkcií pôdy zo strany vlastníka (prípadne užívateľa) sa dotýkajú aj druhých.

Politické, právne a ekonomické regulačné opatrenia sú spravidla považované za hlavné nástroje pre riešenie súčasných environmentálnych problémov (NICOLAISEN et al.,

1991; OECD, 2005). Možnosti trhu vzhľadom k riešeniu týchto problémov prostredníctvom internalizácie externých nákladov sú až neadekvátne optimistické. Riešenie ochrany pôdy prostredníctvom priamych a nepriamych právnych postupov je predmetom politického záujmu (LOUWAGIE et al., 2011). Jednou z oblastí, na ktorú sa pri ochrane pôdy kladie dôraz je zvyšovanie povedomia odbornej a širokej verejnosti (EUROPEAN COMMISSION, 2012).

Možno konštatovať, že význam pôdy pre ľudskú spoločnosť nie je adekvátne docenený (DEKIMPE, WARKENTIN, 1998; YAALON, ARNOLD, 2000) a celý rad odborných a vedeckých poznatkov o degradácii a ochrane pôdy nenachádza potrebné uplatnenie v praktickom živote.

V súlade s autormi GORDON et al. (2001), trvalo udržateľné využívanie a účinná ochrana prírodných zdrojov vrátane pôdy predpokladá tri základné faktory:

- dostatočné a dostupné informácie,
- dostatočné kapacity pre prijatie potrebných opatrení v praktickom živote,
- motiváciu pre trvalo udržateľné využívanie pôdy a ostatných prírodných zdrojov.

Kým tvorba poznatkov a informácií je v procese neustáleho vývoja, motivácia pre prijatie udržateľného využívania pôdy a ostatných zložiek prírodného prostredia je slabá. Spravidla nedostatočné kapacity sú často krát neučinne využívané, keď namiesto prierezových a komplexných riešení sú uprednostňované individuálne riešenia.

Komplexnejší pohľad na príčiny degradácie pôdy

Ako uvádza DEGROOT (1992), pre ľudí je ťažké transformovať existujúce poznatky o význame prírodných zdrojov (vrátane pôdy) pre prosperitu a životné podmienky človeka do konkrétnych akcií pre zastavenie prebiehajúcich procesov deštrukcie prírodného prostredia. Príčiny vidí v nasledovných oblastiach:

- rozdiel medzi politickými a hospodárskymi/ekonomickými záujmami, ktoré sa sústreďujú hlavne na krátkodobé zisky, pričom ochranné ciele prinášajú dlhodobé prínosy,
- trvalo udržateľný rozvoj (TUR) je brzdený ťažkosťami vyjadriť vplyvy hospodárskeho rozvoja na prírodné systémy,
- opomínanie prírodných statkov a služieb pri hospodárskom plánovaní a politickom rozhodovaní,
- pomalá implementácia princípov ochrany a TUR do procesu hospodárskeho plánovania a politického rozhodovania ako prejav nedostatočnej komunikácie a spolupráce zainteresovaných subjektov a expertov.

Napriek všeobecnej neochote hľadať a riešiť primárne príčiny degradácie pôdy a ostatných zložiek prostredia a snahe pripisovať výsledky ľudských aktivít všeobecným globálnym zmenám, nedostatku financií či nedostatku iných zdrojov, treba zdôrazniť, že akékoľvek príčiny degradácie pôdy prípadne krajiny úzko súvisia s myslením človeka a jeho aktivitami, čo vyplýva z viacerých literárnych zdrojov (CAIRNS, 2002, 2003; MEADOWS et al., 1993).

Ako uvádzajú MEYER, TURNER (1994), štruktúra a trendy v spotrebe (materiálnych) produktov je rozhodujúcim faktorom ovplyvňujúcim atmosféru, využitie krajiny a biogeochemických cyklov. Neustále rastúca spotreba materiálov, energie spojená

s rastom príjmov je jednou zo základných črt konzumnej spoločnosti a v podstate odráža nezáujem jednotlivcov o stav životného prostredia a jeho zlepšenie. Navyše, základný ekonomický a sociálny model ľudskej spoločnosti je v podstate založený na vlastníctve a ovládaní zdrojov, materiálov, produktov a služieb. Ako uvádza CON-STANZA et al. (1997), vývoj ľudskej spoločnosti bude menej zlučiteľný s konceptom hospodárskeho rastu. Uplatňovanie udržateľného rozvoja s dôrazom na kvalitatívnu stránku zlepšenia vytvára reálne predpoklady pre šetrné využívanie prírodných zdrojov.

Existujú viaceré spoločenské sily a fenomény, ktoré priamo alebo nepriamo ovplyvňujú stav a vývoj životného prostredia, čím sa stávajú politicky významnými. Popri ekonomických, politických, sociálnych a kultúrnych faktoroch, trhu, reklamy, demografických, resp. populačných faktoroch a technického rozvoja sa sem zaraďujú postoje, názory, presvedčenia, hodnotové hľadiská, správanie jednotlivca, domácnosti, komunit a celej verejnosti. V tejto súvislosti treba zdôrazniť, že spoločným menovateľom všetkých socio-ekonomických hybných síl je uspokojovanie rastúcich potrieb človeka. Významným faktorom, ktorý ovplyvňuje tieto vlastnosti ľudí sú masmédiá, ktoré ovplyvňujú hodnoty a identity celých skupín populácie.

KAMENETZKY (1992) poukazuje na dôležitosť analyzovať skutočné problémy, ktoré sa skrývajú za jednotlivými potrebami a prániami. Napríklad nadmerné využívanie prírodných zdrojov len zdanlivo zabezpečuje životné podmienky človeka, pretože v dlhodobom časovom horizonte tieto podmienky zhoršuje. Podobne, celý rad osobnostných a psychických problémov nie je možné riešiť kariérnym postupom, resp. spoločenským postavením, rastom osobného majetku, ani väčšou spotrebou. Ako uvádza KAMENETZKY (1992), uspokojovanie sociálnych (rešpekt, úcta, spolupatričnosť, akceptácia a i.) a etických potrieb (láska, pravda, spravodlivosť, dokonalosť, estetika, zmysluplnosť) spravidla nevyžadujú veľké množstvo tržných produktov a služieb, niekedy žiadne. V skutočnosti aj viaceré z tzv. materiálnych potrieb (napr. bezpečie, istota) nie je možné plne uspokojiť externými produktmi a službami.

Veľká časť populácie nie je zatiaľ pripravená akceptovať potrebu hlbkovej analýzy problémov životného prostredia a spoločnosti, pretože žije vo svojich predstavách, názoroch a presvedčeniach, s ktorými sa stotožňuje. Jednou z myšlienok, ktorá dlhodobo ničí životné prostredie Zeme je presvedčenie o nedostatku zdrojov pre zabezpečenie životných podmienok všetkých ľudí a z toho vyplývajúca potreba súťažiť, resp. bojovať o tieto zdroje.

Súčasne sa natíska celý rad otázok (kvalita života pritom úzko súvisí so stavom životného prostredia), napr.:

- Aká je užitočnosť základných presvedčení pre kvalitu súčasného života vrátane kvality životného prostredia? Pomáhajú ho zlepšovať alebo prispievajú k postupnému zhoršovaniu?
- Je kvalita ľudského života podmienená len materiálnym a ekonomickým dostatkom?
- Kedy je dostatok „dostatočný“?
- Prečo je dosahovanie ziskov a ekonomického rastu v praktickom živote *de facto* dôležitejšie ako kvalita ľudského života?
- Čo okrem chýbajúcich finančných zdrojov (a tie pri súčasnom spôsobe fun-

govania modernej spoločnosti budú chýbať vždy) môže zásadným spôsobom zmeniť kvalitu života ľudí a kvalitu životného prostredia?

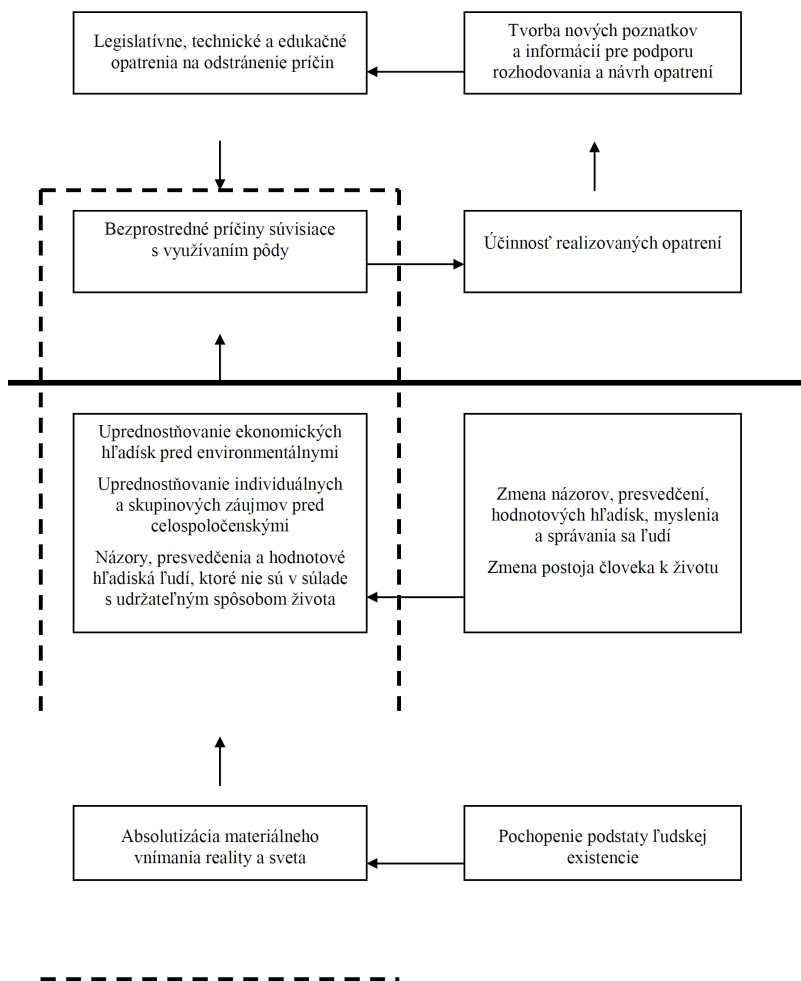
- Čo sa musí stať, aby došlo k pozitívnym zmenám v spoločnosti vrátane zlepšenia stavu životného prostredia?

Príčiny, resp. faktory, ktoré sa v konečnom dôsledku premietajú do bezprostredných príčin degradácie pôdy, resp. ostatných zložiek prírodného prostredia, možno zovšeobecniť do niekoľkých úrovní (Obrázok 1):

- uprednostňovanie ekonomických hľadísk pred environmentálnymi (zábery kvalitných pôd; negatívne externality využívania pôdy a krajiny nie sú súčasťou výrobných nákladov),
- uprednostňovanie individuálnych a skupinových záujmov pred celospoločenskými,
- názory, presvedčenia a hodnotové hľadiská jedincov, komunit a spoločnosti, ktoré nie sú v súlade s udržateľným spôsobom života,
- absolutizácia materiálneho vnímania reality a sveta s tým, že technologický pokrok predbieha morálny, etický a duchovný vývoj spoločnosti.

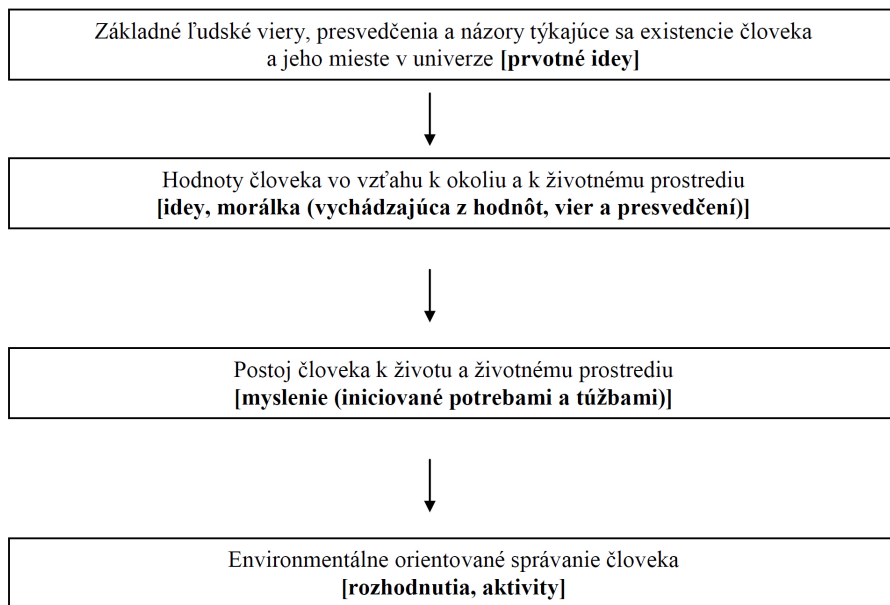
Zvrátenie procesu degradácie zložiek životného prostredia Zeme predpokladá zlepšenie alebo zmenu vzorcov správania ľudí, zmenu súčasného spôsobu života a nové spôsoby myslenia a konania. Ako uvádza CRAINS (2002), trvalé zhoršovanie životného prostredia znižuje možnosť udržania súčasnej úrovne života v budúcnosti. Z uvedeného dôvodu koncept trvalo udržateľného rozvoja treba zameniť nevyhnutnosťou trvalo udržateľného využívania Zeme, ktoré vychádza z rešpektovania prírodných limitov, resp. obmedzení.

Zvrátenie procesu v spoločnosti, kde spotreba je štrukturálne v polohe odpovede na mnohé potreby, želania a problémy, a v ktorej alternatívy sú blokované štruktúrou danej spoločnosti morálne presvedčovanie nie je účinné. Žiadať ľudí, aby konali eticky je dôležité, ale predtým treba analyzovať a transformovať štruktúry, ktoré sťažujú uplatňovanie týchto princípov (SCHOR, 1998). Ako vyplýva z prác viacerých autorov (HOWARD, 2000; POL, 2002; STERN, 2000), pre väčšinu ľudí jednoduchá zmena v oblasti environmentálneho povedomia nepostačuje. Je potrebné zásadné prehodnotenie základných presvedčení a algoritmov myslenia, nakoľko environmentálne relevantné správanie je na konci dlhého kauzálneho reťazca zahrňujúceho spektrum ľudských a súvisiacich faktorov.



Obrázok 1 Úrovně príčin degradácie pôdy a opatrení
Figure 1 Levels of soil degradation causes and measures

Treba pripomenúť, že hybnou silou zmien na Zemi (politických, ekonomických, spoločenských, environmentálnych) je myslenie, ktoré vytvára a neustále mení realitu. Obrázok 2 ilustruje vplyv viery a presvedčení človeka na jeho environmentálne orientované správanie, ktoré sa vo všeobecnosti očakáva.



Obrázok 2 Hierarchia príčinných faktorov environmentálne orientovaného správania človeka

Figure 2 Hierarchy of causal factors of environmentally oriented human behaviour

Človek má vždy možnosť slobodnej voľby (tak vedomej, ako nevedomej), prostredníctvom ktorej mení realitu k lepšiemu, alebo horšiemu. Súčasne nesie zodpovednosť za vlastné rozhodnutia. Ignorovanie tejto skutočnosti nezabezpečuje imunitu voči pôsobeniu prírodných zákonov (CAIRNS, 2002). Kým zmeny v oblasti vedecko-technického pokroku sú evidentné, pozitívne zmeny v oblasti ľudskej mysle a ľudských postojov, spôsobe jednania a systémoch viery prebiehajú pomaly a obtiažne. Človek doteraz usilovne menil stav životného prostredia, čo sa odzrkadlilo degradáciou pôdy a ostatných prírodných zdrojov. Z uvedeného dôvodu je najvyšší čas zahájiť pozitívne zmeny človeka samotného.

ZÁVERY

Pretrvávajúce problémy degradácie pôdy indikujú, že súčasné využívanie tohto prírodného zdroja je neudržateľné. K bezprostredným príčinám patrí:

- nedostatočné rešpektovanie zásad správnej poľnohospodárskej/lesohospodárskej praxe a prislúchajúcej legislatívy,
- dlhodobé uprednostňovanie významu produkčnej funkcie pred ostatnými ekologickými funkciami,
- nedostatok využiteľných informácií o ochrane pôdy v jednotlivých hospodárskych sektoroch,

- nedostatočné povedomie širokej verejnosti vzhľadom k ochrane pôdy ako prírodného zdroja,
- hospodárske aktivity ovplyvňujú kvalitu pôdy nielen v priemyselných a urbánnych oblastiach, ale aj v sektore poľnohospodárstva a lesníctva,
- migrácia vidieckeho obyvateľstva do miest,
- budovanie infraštruktúry, priemyselných podnikov a parkov pre zabezpečovanie trvalého ekonomického rastu,
- nepochopenie podstaty vlastníckych vzťahov v pôde.

Okrem týchto príčin možno identifikovať ďalšie príčiny degradácie pôdy, ktoré úzko súvisia s myslením a aktivitami ľudí. K nim patrí uprednostňovanie hospodárskych záujmov pred ekologickými, súkromných a skupinových pred celospoločenskými, krátkodobých ziskov pred dlhodobými, podporovaním nadmernej spotreby, ako aj trvalej potreby ekonomického rastu jednotlivcov a účelových skupín. Uvedené príčiny je potrebné zohľadňovať pri zabezpečovaní trvalo udržateľného využívania pôdy. Vzhľadom na komplexný charakter uvedených príčin ochrana pôdy musí byť záujmom celej spoločnosti.

POĎAKOVANIE

Práca bola vypracovaná na základe výsledkov riešenia projektu APVV-0131-11 a projektu VEGA 1/0070/12.

LITERATÚRA

- BROWN, L. R. 2003. Plan B. Rescuing a planet under stress and civilization in trouble. New York: W. W. Norton & Company, 2003, 272 p. ISBN 0-393-32523-7.
- BUJNOVSKÝ, R. – BALKOVIČ, J. – BARANČIKOVÁ, G. – MAKOVNÍKOVÁ, J. – VILČEK, J. 2009. Hodnotenie a oceňovanie ekologických funkcií poľnohospodárskych pôd Slovenska. Bratislava: VÚPOP, 2009, 72 s. ISBN 978-80-89128-56-3.
- CAIRNS, J. JR. (ed.). 2003. Eco-ethics and sustainability ethics. ESSP book 2. Oldendorf/Luhe: Inter-Research, 2003, 321 p.
- CAIRNS, J. JR. (ed.). 2002. Goals and conditions for a sustainable world. ESSP Book 1. Oldendorf/Luhe: Inter-Research, 2002, 309 p.
- CONSTANZA, R. – CUMBERLAND, J. – DALY, H. – GOODLAND, R. – NORGAARD, R. 1997. An introduction to ecological economics. Boca Raton: CRC Press, 1997, 276 p. ISBN 1-884015-72-7.
- DE GROOT, R. S. 1992. Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Groningen: Wolters Noordhoff BV, 1992, 345 p. ISBN 90-01-35594-3.
- DE KIMPE, C. R. – WARKENTIN, B. P. 1998. Soil functions and the future of natural resources. In: Blume, H. P., Eger, H., Fleischhauer, E., Hebel, A., Reij, C., Steiner, K. H. (eds.), Towards sustainable land use. Furthering cooperation between people and institutions. Vol. I. Proc. ISCO Conference. Reiskirchen: Catena Verlag GmbH, 1998, p. 3-10 ISBN 3-923381-42-5.

- EEA, JRC 2010. The European environment. State and outlook 2010. Soil. Copenhagen : EEA – Ispra : JRC, 2010, 44 p. ISBN 978-92-9213-157-9.
- EUROPEAN COMMISSION. 1999. Towards environmental pressure indicators for the EU. Brussels : European Commission, 1999, 181 p.
- EUROPEAN COMMISSION. 2012. The implementation of the Soil Thematic Strategy and ongoing activities. Report from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2012) 46 final. Brussels : European Commission, 2012, 15 p.
- FAZEKAŠOVÁ, D. 2003. Trvalo udržateľné využívanie pôdy – vymedzenie a hodnotenie indikátorov a parametrov vývoja pôdy. Prešov: FHPV PU, 2003. 76 s. ISBN 80-8068-228-3.
- FAZEKAŠOVÁ, D. 2012. Evaluation of Soil Quality Parametres Development in Terms of Sustainable Land Use. In: Curkovic, S. (ed). Sustainable Development – Authoritative and Leading Edge Content for Environmental Management, 2012. pp. 435-458. ISBN 978-953-51-0682-1
- GORDON, J. – VINCENT, D. – HABERKORN, G. – MACGREGOR, C. STAFFORD-SMISS, M. – BRECKWOLDT, R. 2001. Indicators within a decision framework: social, economic and institutional indicators for sustainable management of the rangelands. Report. Canberra : National Land and Water Resources Audit, 2001, 113 p.
- HOWARD, G. S. 2000. Adapting human lifestyles for the 21st century. *American Psychologist* 55, 2000, 509-515.
- JONES, A. – PANAGOS, P. – BARCELO, S. – BOURAOU, F. – BOSCO, C. – DEWITTE, O. – GARDI, C. – ERHARD, M. – HERVÁS, J. – HIEDERER, R. – JEFFERY, S. – LÜKEWILLE, A. – MARMO, L. – MONTANARELLA, L. – OLAZÁBAL, C. – PETERSEN, J. E. – PENIZEK, V. – STRASSBURGER, T. – TÓTH, G. – VAN DEN EECKHAUT, M. – VAN LIEDEKERKE, M. – VERHEIJEN, F. – VIESTOVA, E. – YIGINI, Y. 2012. The state of soil in Europe. A contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment state and outlook report – SOER2010. Ispra: JRC – IES, 2012, 73 p. ISBN 978-92-79-22806-3.
- KAMENETZKY, M. 1992. The economics of the satisfaction of needs. In: Ekins, P., Marx-Neef, M. (eds.), *Real-life economics. Understanding wealth creation*. London : Routledge, 1992, p. 181-196, ISBN 0-415-07976-4.
- LAMBIN, E. F. 2005. Conditions for sustainability of human-environment systems: Information, motivation, and capacity. *Global Env. Change* 15, 177-180.
- LOUWAGIE, G. – GAY, S. H. – SAMMETH, F. – RATINGER, T. 2011. The potential of European Union policies to address soil degradation in agriculture. *Land Degradation & Development* 22, 2011, No. 1, p. 5–17.
- LOVELAND, P. J. - THOMPSON, T. R. E. (eds.) 2002. Identification and development of set of national indicators for soil quality. R&D Project Record P5-053/PR/02. Bristol: Environment Agency, 2002, 170 p. ISBN 1-85705-667-1.
- MEADOWS, D. H. – MEADOWS, D. L. – RANDERS, J. 1993. *Beyond the limits*. London: Earthscan Publications Limited, 1993, 300 p. ISBN 1-85383-131-X.
- MEYER, W. B., TURNER, B. L. 1994. *Changes in land use and land cover: a global perspective*. Cambridge: Cambridge University Press, 1994, 537 p. ISBN 0-521-47085-4.

- NICOLAISEN, J. – DEAN, A. – HOELLER, P. 1991. Economics and the environment: A survey of issues and policy options. OECD Economic Studies No. 16, 43 p.
- OECD 2005. Trade that benefits the environment and development. Opening markets for environmental goods and services. Paris: OECD Publications, 180 p. ISBN 92-64-03577-X.
- POL, E. 2002. Environmental management: A perspective from environmental psychology. In: Bechtel, R. B., Churchman, A. (eds), Handbook of environmental psychology. New York: J. Willey & Sons, Inc., 2002, p. 55-84 ISBN 0-471-40594-9.
- SCHOR, J. B. 1998. A new economic critique of consumer society. In: Crocker, D. A., Linden, T. (eds.), Ethics of consumption. Lanham: Rowman & Littlefield Publishers Inc., 1998, p. 131-138 ISBN 8-8476-8495-4.
- STERN, P. C. 2000. Psychology and the science of human-environment interactions. *American Psychologist* 55, 2000, p. 523-530.
- UNEP 2007. Global environmental outlook 4. Nairobi, United Nations Environmental Programme, 2007, 540 s. ISBN 978-92-807-2836-1.
- VAN CAMP, L. – BUJARRABAL, B. – GENTILEE, A. R. – JONES, R. J. A. – MONTARANELLA, L. – OLAZABAL, C. – SELVARADJOU, S. K. 2004. Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. EUR 21319 EN/1-6. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 872 pp.
- WATSON, R. Z. – NOBLE, I. R. – BOLIN, B. – RAVINDRANATH, N. H. – VERARDO, D. J. – DOKKEN, D. J. (EDS.) 2000. Land use, land-use change, and forestry. A special report of the IPCC. Cambridge: University Press, 2000, 378 p., ISBN 0-521-80495-7.
- YAALON, D. H. – ARNOLD, R. W. 2000. Attitudes toward soils and their societal relevance: Then and now. *Soil Science* 165, p. 5-12.

FISH SPECIES DIVERSITY OF CHOTINA RIVER WITH ASPECT TO STREAM REGULATION

Jaroslav ANDREJI¹ – Petr DVOŘÁK² – Michal CANDRÁK¹

ABSTRACT

*The purpose of this study was to assess a current status of fish diversity in the Chotina River with aspect to stream regulation. The fishes were caught in natural and regulated part of river by using a back electric fishing device. Totally 13 fish species, belonging to 4 families (Cyprinidae, Balitoridae, Salmonidae, Percidae) were observed, with higher value for natural stream. At both localities the accompanying and indirect fish species were as a dominant. Estimated values of abundance were higher for regulated than natural stream (7453 and 6787 ind. ha⁻¹), but values of biomass were opposite – higher for natural than regulated (359 vs. 118 kg. ha⁻¹). Diversity and equitability indices were approximately equal, with little higher values for natural stream. Within the frame of basic biometric data (standard length, body weight), significantly higher values ($P < 0.05$) in natural stream for *Gobio gobio*, *Squalius cephalus* and *Chondrostoma nasus* were recorded. On the other hand, significantly ($P < 0.05$) higher values in regulated stream for *Phoxinus phoxinus* and *Alburnoides bipunctatus* were recorded.*

KEY WORD

Chotina River, river regulation, fish, abundance, biomass, dominance

INTRODUCTION

First river regulations in our country are known since XV. and XVI. centuries and they are associated with the timber harvesting and its rafting (JANČO, 1971; HÚSKA, 1972; FERKLOVÁ 1995). These activities were relatively simple, represented by mountain stream regulations, such as flow channelizing, sharp bend straightening, bank

1 Ing. Jaroslav Andreji, PhD., Ing. Michal Candrák
Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov,
Katedra hydínárstva a malých hospodárskych zvierat, Trieda Andreja Hlinku 2, 949 76 Nitra,
Jaroslav.Andreji@uniag.sk, candrak.michal01@gmail.com

2 Ing. Petr Dvořák, PhD.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod,
Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Česká Republika,
dvorakp@frov.jcu.cz

protection by lumber, log wall building, etc., realized mainly due to quick and save timber rafting. In the end of valleys the artificial water reservoirs (tajchy) were built to the artificial floods generating for the timber rafting possibility, during the low discharges (VALTÝNI & KALISKÝ, 1990).

To greater and compact river regulations comes during the XIX. and at the start of XX. centuries in lowlands, due to floods and material transport. Gradually river regulations continue upstream during the interwar period and to massive submountain river regulations comes in the 50th-60th years of the XX. century (HANUŠIN, 1949; BINDER, 1950; VALTÝNI & KALISKÝ, 1990).

All those flood controls had one aim – safe diversion of water. Their finalization resulted into the so called, “hard regulations” – application of prefabricate materials, concrete, etc., without respecting of any biotic aspects. Large technical impacts into the landscape fundamentally interfere the environment and change and/or affect its fauna and flora. Impact of those human activities upon the ichthyofauna is well known, mainly from the short-time period. Generally, comes to the changes in the fish species composition, abundance and ichthyomass, decline of catches of economically preferred fish species, deterioration of water environment, etc. (SEDLÁR & KYSELOVIČ, 1964; SEDLÁR et al., 1976; ERTLOVÁ, 1986; POUPĚ, 1988; LUSK, 1989; STRÁŇAI, 1997; STRÁŇAI & ANDREJ, 2004; etc.). But on a small scale is known the long-time effect as well as the effect of old stream regulation upon the ichthyofauna, which is long time without any service or maintenance (HOLČÍK & MACURA, 2001; HOHAUSOVÁ & JURAJDA, 2005). In our study we present a current status of fish diversity of two different sites of the Chotina River, with the aspect to stream regulation.

MATERIAL AND METHODS

Chotina River is right-hand tributary of the Nitra River in western Slovakia. It is the stream of IV. order with length of 29 km, which heads in the Považský Inovec mountain in altitude of 780 m above s. l. and into the Nitra River inflows below the city of Topoľčany. Two sections representing basic habitats were selected on the Chotina River. Both are classified as the sub-mountain stream zone.

Section 1 – the natural stream – situated below the confluence with the Železnica stream (9.0 r. km) and approximately 1.5 km above the Jacovce village, GPS coordinates N 48° 35.904' and E 18° 07.961'. The selected part is 75 m long, with mean wide of 4.5 m, mean depth of 0.23 m, mean discharge 0.41 m³.s⁻¹ and mean velocity of 0.28 m.s⁻¹, water temperature 20.0 °C, and oxygen saturation 92.6%. The stream bed is meandering, with gravel-sandy substratum. The river banks are covered by dense bush and tree vegetation overgrowing the river bed.

Section 2 – the regulated stream – situated in the north-western part of the Jacovce village (7.0 r. km), downstream from section 1, GPS coordinates N 48° 35.839' and E 18° 07.987'. The selected part is 126 m long, with mean wide of 5.1 m mean depth of 0.29 m, mean discharge 0.39 m³.s⁻¹ and mean velocity of 0.24 m.s⁻¹, water temperature 21.5 °C, and oxygen saturation 88.8%. The stream bed is channelized with sim-

ple trapezoidal shape, and with stone-pebble-gravelly substratum. The river banks are covered by hammer-dressed stones with poor bush and tree vegetation.

The study was realized in July, 2010. The fish were caught with electrofishing technique (direct pulse current 230–400 V, 2.8–5.2 A) by using a back electric fishing device type ELT 60 II GI (Hans Grassl, Germany), in an upstream direction by wading in the water with three catches (LIBOSVÁRSKY, 1967). After each catch the fish were placed in the stocking net located beyond the electric field. Then each fish was identified, counted, measured (SL–standard length to the nearest mm) using a measuring tape and weighed (digital balance to the nearest gram). After processing all fish were returned live to the water. The abundance and the ichthyomass of fish communities were estimated according to the LASLIE & DAVIS (1939) method. The diversity and equitability indices were estimated on the base of SHANNON & WEAVER (1963) and SHELDON (1969), respectively. Dominance was estimated according to the LOSOS et al. (1984) method. Characteristic of ichthyofauna from the point of view of economic aspects was made according to the HOLČÍK (1998).

The physico-chemical characteristics of water were measured: temperature and dissolved oxygen by oxymeter type HQ10 (Hach LDO, USA). The discharges of the stream sections were determined by hydrometry using the velocity-area method. At each gauging site the proper number of verticals was chosen depending on the stream width and they were spaced on the basis of the bed profile. The velocity was measured in each vertical by current meter according to the three-point velocity measurement. Three rod-mounted propeller-type VUVH current meters were used (body type HYM-21). All discharges were derived from the sum of the product of mean velocity, depth and width between verticals by the mean-section method (BOVEE, 1982; THOMAS & BOVEE, 1993). The mean profile velocities and water depth of each site were also determined using these measurements. The GPS coordinates were assigned by GPS device type Etrex Summit (Garmin International, USA), and are presented in WGS-84 coordinate system.

For statistic analyze the t-test and Kolmogorov-Smirnov test were used for standard length and body weight comparison between sections in computer program Statgraphic Centurion XV (StatPoint Technologies, Inc., USA).

RESULTS

Totally 13 fish species belonging to 4 families were found as follows: minnows or carps (*Cyprinidae*) – freshwater bream (*Abramis brama* Linnaeus, 1758), schneider (*Alburnoides bipunctatus* Bloch, 1782), Prusian carp (*Carassius gibelio* Bloch, 1782), common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758), gudgeon (*Gobio gobio* Linnaeus, 1758), common nase (*Chondrostoma nasus* Linnaeus, 1758), chub (*Squalius cephalus* Linnaeus, 1758), Eurasian minnow (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758), roach (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758); river loaches (*Balitoridae*) – stone loach (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758); salmonids (*Salmonidae*) – rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792), brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* Linnaeus, 1758) and perches (*Percidae*) – European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). The presence

of individual fish species and their individual as well as mass dominance at natural and regulated flows are given in table 1. Higher total count of fish species at natural flows (12) was recorded, comparing with regulated ones (11).

The economically preferred (EP) fish species (common carp, brown trout and rainbow trout) represented from the total abundance 1.31% for natural flow and 0.63% for regulated flow. Indirect (IND) fish species (chub, common nase, freshwater bream and European perch) represented 14.42% and 22.33% from the total abundance at natural and regulated flow. Accompanying (ACC) fish species (Prusian carp, roach, gudgeon, schneider, Eurasian minnow, stone loach) represented the most abundant group with 84.27% and 77.04% for the natural and regulated flow, respectively. Taking into account mass dominance, the economically preferred fish species formed 21.57% and 3.77% at natural resp. regulated flow. Indirect fish species at both sites achieved the values of 29.80% and 52.79% for natural and regulated flow, respectively. Accompanying fish species reached at both sites relatively homogenous values of 48.62% and 43.44% for natural and regulated flows.

Generally, higher values of estimated abundance were detected at regulated flow compared with natural one (Table 2). In natural flow higher abundance reached Eurasian minnow (1.8 times), gudgeon (1.6 times), chub (2.4 times), freshwater bream (2.0 times), stone loach (9.1 times) and European perch (3.1 times) compared with regulated flow. On the second locality higher abundance in natural flow in schneider (7.5 times), roach (5.9 times), common nase (2.4 times) and in brown trout (1.9 times) was observed compared with regulated one.

Estimated values of ichthyomass shows an opposite tendency compared with abundance. Higher value was recorded in natural flow (Table 2). Evaluation of individual fish species shows that estimated values of biomass copied the trend of abundance, except the chub, where lower biomass (1.8 times) at regulated flow. For economically preferred fish species this difference reaches value up to 37.5 times. For indirect fish species it varies between 1.8 – 4.6 times. For accompanying fish species this difference varied 1.3 – 10.3 times.

Indices of diversity and equitability are almost identical, with little higher values for natural flow (difference for $H' = 0.13$ and for $J = 0.03$). From the point of view of individual fish species, the higher values of both indices have most abundant fish.

Standard length of 10 fish species measurements shows higher values at natural stream for brown trout, common nase, chub, gudgeon and stone loach (Table 3). In the case of common nase, chub and gudgeon it was statistically significant ($P < 0.05$). Opposite to previous data, for species such as roach, freshwater bream, European perch, schneider and Eurasian minnow (for two last mentioned also with statistical significance $P < 0.05$) greater values of standard length at regulated flow were recorded.

DISCUSSION

In the study totally 13 fish species at two localities of the Chotina River – 12 at natural and 11 at regulated flow - were recorded. Higher fish species number at natural compared with regulated flow is known also from other studies (SEDLÁR & KYSELOVIČ,

1964; ANDREJI & STRÁŇAI, 2004). This count corresponds with the data available from other submountain river or river's part in the Slovak Republic (KOVÁČ & SIRYOVÁ, 2002, KOŠČO et al., 2006; KOŠČO, 2007), but fish species composition in our study is untypical, affected mainly by two water reservoirs located on the Chotina river and/or Železnica stream (common carp, Prusian carp, freshwater bream, roach, European perch) as well as by fish stocking (common nase, rainbow trout).

Estimated abundance and ichthyomass showed reverse tendency. Higher value of abundance at regulated flow and higher value of ichthyomass at natural flow were recorded. In the case of abundance it is caused mainly by presence of higher density of accompanying fish species. In the case of ichthyomass it is caused by higher individual weight of economically preferred and indirect fish species. Opposite results of abundance at natural versus regulated flow has been reported from the Nitrica River (SEDLÁR & KYSELOVIČ, 1964), from middle part of the Rajčianka stream (BELEŠ, 2003) and from the middle part of the Handlovka stream (ANDREJI & STRÁŇAI, 2004). In these studies it was caused by higher density of economically preferred species, mainly brown trout. Data similar to ours are reported from the Drietomica River (HOLČÍK & MACURA, 2001), even value of ichthyomass was higher at regulated flow compared with our results. Higher ichthyomass values from natural flows in comparison to regulated flows are given in the studies of SEDLÁR et al. (1976), STRÁŇAI (1997), STRÁŇAI & ANDREJI (2002), ANDREJI & STRÁŇAI (2004), etc.

Generally, from regulated flows lower values of fish species count, total abundance and ichthyomass are reported. But these findings need to be further discussed as mentioned properties are influenced by many biotic and abiotic factors. These factors frequently show synergistic effects (HOLČÍK & MACURA, 2001). It is also necessary to differentiate between the type and age of regulation. Hard regulation (bed and banks regulated by concrete or prefabricates) compared with soft regulation (bed and banks are earthen, stabilized by fascine wood and grass) is less recommended from the aspect of qualitative and quantitative parameters of ichthyofauna (SEDLÁR & KYSELOVIČ, 1964). In older unattended regulations new riverbed and riparian vegetation forming can be observed, similar to the unregulated (natural) flow (STRÁŇAI, 1992; HOLČÍK et al., 1997; STRÁŇAI & ANDREJI, 2004). This phenomenon is called "regulation ageing". Gradual reduction of differences between regulated and unregulated flows in qualitative as well as quantitative parameters of the ichthyofauna can be thus detected. Results shows variability in monitored parameters, which is higher for regulated flow compared with natural one, due to its higher instability (MACURA et al., 2000, 2003).

ACKNOWLEDGEMENT

This study was financially supported by the projects VEGA 1/1101/11 and 1/0243/11 and KEGA 035SPU-4/2012.

REFERENCES

- ANDREJI, J. – STRÁŇAI, I. 2004. Ichthyocenosis of middle part of the Handlovka stream. In: Vykusová B. (Ed.), VII. Czech ichthyological conference. VÚRH JČU, Vodňany: 16 – 19.
- BELEŠ, P. 2003. Ichtyofauna stredného úseku Rajčanky. Poľovníctvo a rybárstvo 55 (3): 50-51.
- BINDER, R. 1950. Zahrádzanie bystrín. Oráč, Bratislava, 192 pp.
- BOVEE, K. D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Instream Flow Information Paper 12. Fort Collins, Colorado, United States Fish and Wildlife Service, 248 pp.
- ERTLOVÁ, E. 1986. Effect of water works on the zoocenosis forming. In: MATIS, D. JANIGA, M. (Eds.), Správy Slovenskej zoologickej spoločnosti pri SAV č. 12. Bratislava: 43 – 46.
- FERKLOVÁ, D. 1995. Z histórie oravského pltníctva. In: BELANSKÝ, P. & REMOVČIKOVÁ, O. (Eds.), Rieka Orava a jej prírodné hodnoty. OÚŽP a SZOPaK, Dolný Kubín: 110 – 113.
- HANUŠIN, J. 1949. Vodné družstvo na Ondave. Storočnica vodohospodárskej činnosti. Povereníctvo pôdohospodárstva a pozemkovej reformy v Bratislave, Osvetová služba č. 26., 149 pp.
- HOLČÍK, J. – MACURA, V. 2001. Some problems with the interpretation of the impact of the stream regulation upon the fish communities. Ekológia, 20 (4): 423 – 434.
- HÚSKA, M. A. 1972. Slovenskí pltníci: Život, práca a kultúra slovenských pltníkov. Osveta, Martin, 294 pp.
- HOHAUSOVÁ, E. – JURAJDA, P. 2005. Restoration of a river backwater and its influence on fish assemblage. Czech J. Anim. Sci. 50 (10): 473 – 482.
- HOLČÍK, J. 1998. Ichtyológia. Príroda, Bratislava, 310 pp.
- HOLČÍK, J. – MACURA, V. – KOHNOVÁ, S. 1997. The impact of hydraulic structures upon mountain stream fish. Slovak J. of Civil Engineering 5 (1–2): 12-19.
- KOŠČO, J. 2007. Zmeny ichthyocenóz povodia Torysy s dôrazom na chránené a invázne druhy (Changes of ichthyocenosis of Torysa river watershed with the aspect of protected and invasive species). Natura Carpatica XLVIII: 127 – 140.
- KOŠČO, J. – JUHÁSZ, L. – KOŠUTH, P. – KOŠUTHOVÁ, L. – PEKÁRIK, L. 2006. Stav chránených a invázných druhov rýb v ichthyocenózach. Natura Carpatica XLVII: 131 – 142.
- KOVÁČ, V. – SIRYOVÁ, S. 2002. Poznámky k ichtyofaune rieky Turiec. Matthias Belivs Univ Proc 2 (suppl. 1): 179 – 190.
- JANČO, Š. 1971. Pltníčenie na Orave. In: ČAPLOVIČ, P. (Ed.), Zborník Oravského múzea 2, Stredoslovenské vydavateľstvo, Banská Bystrica: 149 – 161.
- LESLIE, P. H. – DAVIS, D. H. S. 1939. An attempt to determine the absolute numbers of rats on a given area. Journal of animal ecology 8: 94-113.
- LIBOSVÁRSKY, J. 1967. Odhady populací ryb v toku pomocí elektrolovu. Vertebratologické zprávy 2: 3 – 10.

- LOSOS, B. – GULIČKA, J. – LELLÁK, J. – PELIKÁN, J. 1984. Ekologie živočichů, SPN, Praha, 316 pp.
- LUSK, S. 1989. Rybářství a úpravy vodních toků. Hydroprojekt, Brno, 190 pp.
- MACURA, V. et al. 2000. Krajinoekologické aspekty revitalizácie tokov. STU, Bratislava, 273 pp.
- MACURA, V. et al. 2003. Stratégia revitalizácie tokov a stanovenie hydroekologických limitov. Záverečná správa VTP. STU, Bratislava: 80 pp.
- POUPĚ, J. 1988. Vliv civilizačních faktorů na ichtyofaunu malých toků. In: LIBOSVÁRSKY, J. (Ed.), Sborník z konference konané při příležitosti 20. výročí založení ichtyologické sekce SZS. Ústav systematické a ekologické biologie ČSAV, Brno: 16.
- SEDLÁR, J. – KYSELOVIČ, J. 1964. Príspevok k poznaniu vplyvu regulácie tokov na obšádku rýb. Agriculture 10 (3): 197 – 206.
- SEDLÁR, J. – STRÁŇAI, I. – MAKARA O. 1967. Štúdium vplyvu regulácie tokov na formovanie ichtyofauny. Agriculture 22 (5): 444 – 456.
- SHANNON, C. E. – WEAVER, W. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana – Illinois. The University of Illinois, 144 pp.
- SHELDON, A. L. 1969. Equitability indices: Dependence on the species count. Ecology 50: 466 – 467.
- STRÁŇAI, I. 1992. Formovanie ichtyofauny v priebehu dlhšieho časového obdobia na úseku rieky Nitry. Agriculture 38 (3): 196-201.
- STRÁŇAI, I. 1997. Početnosť a biomasa rýb rieky Nitra v podmienkach antropických vplyvov. Agriculture 43 (7): 543 – 552.
- STRÁŇAI, I. – ANDREJ, J. 2002. Varínka a jej ichtyofauna. In: TOČKA, I. – KLIMEŠOVÁ, T. (Eds.), Possibility and perspective of production increasing in poultry and small animal husbandry III. SPU, Nitra: 119 - 126.
- STRÁŇAI, I. – ANDREJ, J. 2004. Vplyv úpravy toku na druhové a početné zloženie ichtyofauny. In: TOČKA, I. – KLIMEŠOVÁ T. (Eds.). Possibility and perspective of production increasing in poultry and small animal husbandry IV. SPU, Nitra: 47 - 52.
- THOMAS, J. A. – BOVEE, K. D. 1993. Application and Testing of a Procedure to Evaluate Transferability of Habitat Suitability Criteria. Regulated Rivers 8: 285-294.

Table 1 Estimated dominance, diversity and equitability indices of fish species in the Chotina River

natural flow				species	regulated flow			
ID	MD	H´	J		ID	MD	H´	J
7.42	0.33	0.28	0.08	<i>Phoxinus phoxinus</i>	12.11	2.85	0.37	0.11
25.33	5.13	0.50	0.14	<i>Gobio gobio</i>	37.16	20.58	0.53	0.15
5.24	18.69	0.22	0.06	<i>Squalius cephalus</i>	11.48	30.95	0.36	0.10
0.44	19.47	0.03	0.01	<i>Cyprinus carpio</i>	–	–	–	–
2.18	33.36	0.12	0.03	<i>Carassius gibelio</i>	–	–	–	–
4.37	2.01	0.20	0.06	<i>Abramis brama</i>	7.93	13.71	0.29	0.08
34.49	3.50	0.53	0.15	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	4.18	2.75	0.19	0.05
12.23	5.86	0.37	0.10	<i>Rutilus rutilus</i>	1.88	3.35	0.11	0.03
4.37	8.94	0.20	0.06	<i>Chondrostoma nasus</i>	1.67	5.91	0.10	0.03
2.62	0.44	0.14	0.04	<i>Barbatula barbatula</i>	21.71	13.91	0.48	0.14
–	–	–	–	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.21	3.64	0.02	0.01
0.87	2.10	0.06	0.02	<i>Salmo trutta</i> m. <i>fario</i>	0.42	0.13	0.03	0.01
0.44	0.17	0.03	0.01	<i>Perca fluviatilis</i>	1.25	2.22	0.08	0.02
100.00	100.00	2.68	0.76	Total	100.00	100.00	2.56	0.73

ID – individual dominance (%), MD – mass dominance (%), H' – diversity index, J – equitability index

Table 2 Estimated abundance and biomass of fish species of the Chotina River

A	natural flow			species	regulated flow		
	^P	B	^P		^P	B	^P
504	0.731	1.2	0.716	<i>Phoxinus phoxinus</i>	0,618	3,4	0,607
1719	0.504	18.4	0.477	<i>Gobio gobio</i>	0,600	24,4	0,591
356	0.595	67.1	0.725	<i>Squalius cephalus</i>	0,767	36,7	0,769
30	-	69.9	-	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-
148	-	119.8	-	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-
296	0.786	7.2	0.820	<i>Abramis brama</i>	0,946	16,2	0,932
2341	0.565	12.6	0.552	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0,600	3,3	0,840
830	0.618	21.0	0.586	<i>Rutilus rutilus</i>	0,761	4,0	0,794
296	0.786	32.1	0.719	<i>Chondrostoma nasus</i>	0,868	7,0	0,989
178	0.823	1.6	0.881	<i>Barbatula barbatula</i>	0,533	16,5	0,482
-	-	-	-	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	4,3	-
59	-	7.5	-	<i>Salmo trutta m. fario</i>	0,500	0,2	0,447
30	-	0.6	-	<i>Perca fluviatilis</i>	0,579	2,6	0,534
6 787		359. 0		Total	7 453		118.6

A – abundance (pcs. ha⁻¹), B – biomass (kg. ha⁻¹), ^P – catch probability coefficient

Table 3 Mean values of base biometric data of fish species in the Chotina River

natural flow			species	regulated flow		
SL	W			SL	W	
52	2		<i>Phoxinus phoxinus</i>	60**	4**	
83**	10		<i>Gobio gobio</i>	78	9	
228**	204**		<i>Squalius cephalus</i>	110	22	
430	2360		<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	
320	954		<i>Carassius gibelio</i>	-	-	
113	22		<i>Abramis brama</i>	115	25	
72	6		<i>Alburnoides bipunctatus</i>	86***	10***	
103	23		<i>Rutilus rutilus</i>	108	30	
135*	37		<i>Chondrostoma nasus</i>	68	5	
89	10		<i>Barbatula barbatula</i>	88	9	
-	-		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	245	277	
194	127		<i>Salmo trutta m. fario</i>	67	5	
97	21		<i>Perca fluviatilis</i>	110	31	

SL – standard length (mm), W – body weight (g), *P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001

ŠTRUKTÚRA ICHTYOFAUNY SLOVENSKEJ ČASTI
POVODIA BODVY

THE STRUCTURE OF FISH FAUNA IN THE SLOVAK PART
OF THE BODVA RIVER BASIN

Martin HORVÁTH¹ – Ján ŠEVC¹ – Ján KOŠČO¹

ABSTRACT

*This paper deals with the fish fauna of the Bodva River and its tributaries. The Slovak part of the main stream is 48.4 km long. Lampreys and fishes were sampled by electrofishing during the period from 2006 to 2009. The paper describes occurrence, dominance, frequency, feeding groups, reproduction guilds, relation to the current and migration of the fish fauna. The work also offers characterization of the status of protection in compliance with the Slovak Red List in the researched area as well as specific resemblance of the Bodva River basin. During the period 2006 – 2009 we sampled 2 545 fishes at 10 localities within 27 species out of 9 families. The highest number of species was determined in the Bodva River (27), in the Ida River (18), in the Perínsky channel (5), and in the Štósý Brook only 2 species. In the Bodva River in Host'ovce we also noticed 1 crossbreed of common gudgeon (*Gobio gobio*) and Kessler's gudgeon (*Romanogobio kesslerii*). Maximal dominance in the Bodva River was found especially with riffle minnow (*Alburnoides bipunctatus*), european chub (*Squalius cephalus*) and brown trout (*Salmo trutta m. fario*). The most prominent fish in the Ida River was whitefin gudgeon (*Romanogobio vladkovi*). Topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) dominated in the Perínsky channel and brown trout in the Štósý Brook. The non-specific carnivorous and the omnivorous species were the most numerous. With regard to the flow, the number of rheophiles was higher than eurytopic species. Only in the Ida river this ratio was more balanced. With respect to the migration, species without migration, with probable or certain draught of fishes up to 100 km prevailed. In view of the conservation status, the most numerous categories were "near threatened" and "least concern". Only in the lower part of the Bodva River we noticed Kessler's gudgeon which belongs to category "endangered" and also increased number of species in category "near threatened".*

KEY WORDS

fish fauna, the Bodva River basin, dominance, frequency, ecological characteristics, the Slovak Red List

1 Mgr. Martin Horváth, Mgr. Ján Ševc PhD., doc. PaedDr. Ján Koščo PhD.
Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita,
Ul. 17. Novembra 1, Prešov 080 16, Slovenská republika,
martinvranov@gmail.com, jansevc@gmail.com, jankokosco@gmail.com

Úvod

Povodie Bodvy má značnú variabilitu habitatov, čo je spôsobené pestrosťou fyziko-geografických podmienok tejto oblasti. Je tu totiž výrazný kontrast medzi hornou a dolnou časťou povodia. Podľa KOŠČA et al. (2006) je možné predpokladať, že relatívne prirodzená štruktúra ichtyocenóz sa zachováva vďaka územnej ochrane v slovenskej, ale aj v maďarskej časti povodia. Táto práca poskytuje prehľad sezónnych zmien v štruktúre ichtyofauny, ako aj zmien v jednotlivých skúmaných rokoch.

Najstaršie práce o ichtyofaune Bodvy z čias Uhorska zahrnul vo svojej práci HYKEŠ (1921). Zozbierané a doplnené literárne údaje o rybách Bodvy v krasovej oblasti podal MAKARA (1990). Ďalšie údaje o ichtyofaune povodia Bodvy sú v prácach KOŠČO & KOŠUTH (2003) a KOŠČO et al. (2004). Makrozoobentos v povodí študovali KOŠČO & MANKO (2006).

Ichyofaune v maďarskej časti povodia Bodvy sa vo svojich prácach venovali VÁSÁRHELYI (1961), HARKA (1992), HOITSY (1994) a JUHÁSZ (1996, 2007).

Charakteristika skúmaného územia

Povodie rieky Bodva je situované vo východnej časti Slovenskej republiky, západne od mesta Košice. Celková veľkosť povodia je 11 727 km², jeho slovenská časť má 876 km². Z celkovej dĺžky hlavného toku (110 km) je na slovenskej strane povodia necelých 45 km. Priemerný prietok Bodvy pri Hostovciach je 2,8 m³.s⁻¹ a celkový ročný objem vody odvedenej do maďarskej časti povodia je 88 mil. m³.rok⁻¹. Z umeľých vodných plôch sú v oblasti rozlohou najväčšie Perínske rybníky na Ide a Hrhovské rybníky na Turni (BODVA, 2010).

Rieka Bodva pramení vo Volovských vrchoch v rámci Slovenského Rudohoria v nadmorskej výške 910 m n. m. Početnejšie, dlhšie a vyvinutejšie sú ľavostranné prítoky, napr. Štóskeý potok, Piverský potok, Borzov, Olšava, Ida a ďalšie. Pravostranné krasové prítoky (Šugovský potok, Teplica, Turňa a i.) sú kratšie a slabšie vyvinuté, čo je spôsobené charakterom krasového územia, v ktorom sa nachádzajú. V zvýšenej miere tu dochádza k infiltrácii zrážkovej vody, a tým sa výrazne znižuje povrchový odtok v tomto území. V povodí sa vyskytuje aj sieť nádrží (časť bývalých hámrov), ktorá v minulosti ovplyvňovala prítoky Bodvy (BARABAS, 2009).

Pri analýze pozdĺžneho profilu rieky Bodva vidieť, že ide o profil zodpovedajúci dlhodobému vývoju, pričom je jasná tendencia vývoja smerujúca k optimálnemu stavu, ktorý sa snažia dosiahnuť všetky toky (t. j. stav, keď sa v smere toku znižuje intenzita riečnej erózie v prospech transportu materiálu a následne jeho akumulácie) (BARABAS & FRÁNIKOVÁ, 2009).

Toky v povodí Bodvy sa vyznačujú snehovo-dažďovým až dažďovo-snehovým režimom odtoku (ŠIMO & ZAŤKO, 2002). Z klimatického hľadiska sú zastúpené všetky tri klimatické oblasti. Najmenšia časť povodia spadá do chladnej oblasti (pramenná oblasť Bodvy) a naopak najväčšia do teplej oblasti s mierne vlhkým, resp. mierne suchým okrskom ležiaca v rámci Košickej kotliny (LAPIN et al., 2002). Priemerná ročná teplota dosahuje podľa ŠŤASTNÉHO et al. (2002) hodnoty narastajúce v smere toku od 5 °C až po 8 °C. Priemerný ročný úhrn zrážok naopak v smere od prameňa klesá z cca 900 mm na 600 mm (FAŠKO & ŠŤASTNÝ, 2002).

MATERIÁL A METÓDY

Údaje sme získali počas odlovov v rokoch 2006 až 2009 pomocou elektrického agregátu v prvých troch rokoch kontinuálnou metódou a od roku 2008 aj modifikovanou bodovou metódou, pri ktorej sme ryby lovili tak, aby sme zachytili rozmanitosť habitatov. Odlovky sme vykonali na štyroch pravidelných lokalitách (č. 1, 2, 3 a 6), na lokalite Buzica (č. 7), ktorá bola pravidelnou v minulosti a na piatich jednorazových lokalitách (č. 4, 5, 8, 9 a 10). Štrukturálne a kvantitatívne charakteristiky ichthyocenóz sme spracovali na podklade LOSOSA et al. (1984), ekosozologický status a nomenklatúru druhov podľa Červeného zoznamu mihúľ a rýb Slovenska (KOŠČO & HOLČÍK, 2008) a zaradenie jednotlivých druhov rýb do ekologických skupín podľa HOLČÍKA (1998). Pre zistenie faunistickej podobnosti na základe Sørensenovho indexu (ISÖ) sme použili štatistický softvér Past (HAMMER et al., 2001). Pomer pôvodných druhov k celkovému počtu druhov (index geografickej integrity = IGE) sme vypočítali podľa BIANCA (1990). Zoznam lokalít s dátumami jednotlivých odlovov je v Tabuľke 1.

Tabuľka 1 Termíny odlovov na jednotlivých lokalitách

Table 1 Dates of sampling on individual localities

tok / stream	lokalita / locality	p. č. / num.	dátumy odlovov / dates of sampling
Bodva	pri Štóscom potoku	1.	08. 05. 2008, 24. 10. 2008, 14. 07. 2009, 01. 10. 2009
	Počkaj	2.	08. 05. 2008, 24. 10. 2008, 22. 04. 2009, 14. 07. 2009, 01. 10. 2009
	VOP-Moldava n. B.	3.	09. 08. 2007, 08. 05. 2008, 24. 10. 2008, 22. 04. 2009, 14. 07. 2009, 01. 10. 2009
	nad sútokom s Idou	4.	9. 8. 2007
	pod sútokom s Idou	5.	9. 8. 2007
	Hostovce	6.	08. 05. 2008, 24. 10. 2008, 22. 04. 2009, 14. 07. 2009, 01. 10. 2009
Ida	Buzica	7.	17. 05. 2006, 22. 09. 2006, 09. 08. 2007, 14. 05. 2008
	pri sútoku s Bodvou	8.	9. 8. 2007
Perínsky kanál		9.	14. 5. 2008
Štósý potok		10.	22. 4. 2009

VÝSLEDKY

Druhové spektrum, dominancia a frekvencia druhov

Počas 29 odlovov sme v Bodve a jej 3 prítokoch (Tabuľka 1) ulovili a determinovali 2 545 kusov kruhoústnic a rýb. Celkovo išlo o 6 radov, 9 čeľadí a 27 druhov a jedného kríženca (1 ks) – *Gobio gobio* x *Romanogobio kesslerii*. Najvyšší počet druhov bol zaznamenaný na Bodve, a to 23 z 8 čeľadí. V Ide sme odlovili zástupcov 18 druhov (6 čeľadí) a najmenší počet (2 druhy) sme zistili v Štóscom potoku (Tabuľka 2 a 3). Z hľadiska dominancie patrili v Bodve ploska pásavá (*Alburnoides bipunctatus*), jalec hlavatý (*Squalius cephalus*) a pstruh potočný (*Salmo trutta* m. *fario*) medzi eudominantné druhy. Postavenie zodpovedajúce dominantnému druhu dosiahli ešte mrena škvritná (*Barbus carpathicus*), hrúz škvritný (*Gobio gobio*) a podustva severná (*Chondrostoma nasus*). V Ide sa zaradilo 5 druhov k eudominantom, predovšetkým hrúz bieloplotvý (*Romanogobio vladykovi*) a ploska pásavá. Medzi dominantné druhy patrilo 5 druhov – hrúz škvritný, jalec hlavatý, hrúzovec sieťovaný (*Pseudorasbora parva*), lopatka dúhová (*Rhodeus amarus*) a plž podunajský (*Cobitis elongatoides*). Zvyšné prítoky mali jasných superdominantnov, v Perínskom kanáli to bol hrúzovec sieťovaný a v Štóscom potoku pstruh potočný (Tabuľka 2 a 3).

Z výsledkov frekvencie výskytu jednotlivých druhov v Bodve vyplýva, že žiaden druh sa nevyskytol vo všetkých odlovoch. Len 4 druhy dosiahli hodnoty nad 50 %. Najväčšiu frekvenciu mali pstruh potočný a mrena škvritná – obe po 77,3 %. Naproti tomu v Ide dosiahli ploska pásavá a jalec hlavatý frekvenciu výskytu 100 % a ďalších 9 druhov hodnoty nad 50 % (Tabuľka 2 a 3).

Počet druhov v Bodve v smere toku výrazne diferencuje. Na prvej lokalite boli v oboch rokoch zistené 2 druhy – pstruh potočný a mihul'a potiská (*Eudontomyzon danfordi*). Na druhej lokalite bol zaznamenaný rovnaký počet druhov – 6, pričom jednoznačne dominoval pstruh potočný, v roku 2009 bola jeho dominancia nižšia. Zvýšila sa participácia mihule potiskej, mreny škvritnej a slíža severného (*Barbatula barbatula*). Tretia lokalita bola prelovená aj v roku 2007. Potvrdili sme 4 druhy, superdominantným druhom bol jalec hlavatý. V nasledujúcom roku sme odlovili 4 druhy, opätovne boli potvrdené len jalec hlavatý a mrena škvritná. Odlovy z roku 2009 potvrdili všetky druhy z predošlých dvoch rokov a pribudla k nim ešte mihul'a potiská. Superdominantné postavenie si udržala mrena škvritná. Šiesta skúmaná lokalita bola druhovo najbohatšia. Počas roku 2008 sme zistili 17, v nasledujúcom 13 druhov. Najvyššie zastúpenia mala ploska pásavá (Tabuľka 2). Rozdiely v zložení ichtyofauny jednotlivých lokalít Bodvy a Idy medzi jednotlivými sezónami sú uvedené v Tabuľke 4 a 5.

Index geografickej integrity rieky Bodvy bol 90,9 %. V Ide dosiahol index hodnotu 88,9 %. Štóskeho potok mal IGE = 100 % a Perínsky kanál len 60 %.

Ekologická charakteristika druhov

Na prvej lokalite Bodvy bola v sledovanom období štruktúra ekologických skupín rovnaká. Podobne tomu bolo aj na druhej lokalite. Prevládali nešpecializované mäsožravé druhy, doplnené euryfágmi. V rámci reprodukčných skupín prevažovali

litofily-ukrývače s neresom na otvorenom podklade. Vo vzťahu k prúdu dominovali reofily. Štruktúra skupín tretej lokality bola tiež podobná, avšak oproti roku 2007 pribudli litofily-ukrývače, eurytopné druhy a druhy s ťahom do 100 km. Nešpecializované mäsožravé druhy tvorili na lokalitách pri sútoku s Idou väčšinu druhového spektra, pribudla aj mikrofytofágna podustva severná. Z reprodukčných skupín boli druhovo najpočetnejšie litofily s neresom na otvorenom podklade. Aj tu prevažovali reofilné druhy, vo vzťahu k ťahom najmä neťažné druhy, doplnené druhmi s ťahom do 100 km. Zaznamenali sme taktiež podustvu severnú s ťahom nad 100 km. V poslednej lokalite bola štruktúra ekologických skupín najvariabilnejšia v roku 2008. Okrem skupín zaznamenaných v predošlých lokalitách, sme v rámci potravných skupín evidovali rybožravého zubáča veľkoustého (*Sander lucioperca*). Vo vzťahu k reprodukcii sme zistili výskyt druhov zo skupiny hniezdičov a tiež fytofilu a litofily zo skupiny nehniedzdičov. Vo vzťahu k ťahom prevažovali neťažné druhy (Tabuľka 6). V Ide (lokalita č. 7) dominovali vo všetkých troch rokoch nešpecializované mäsožravé a všežravé druhy. V rámci reprodukčných skupín mali početnejšie zastúpenie litofily a fytofilu s neresom na otvorenom podklade. Vo vzťahu k prúdu bola prítomnosť reofilných druhov takmer konštantná. Vo vzťahu k ťahu tvorili najpočetnejšiu skupinu neťažné druhy, resp. druhy s ťahom do 100 km. Ôsma lokalita mala ekologickú štruktúru podobnú ako predchádzajúca lokalita. V Štôskom potoku bola štruktúra totožná s prvou lokalitou Bodvy. V Perínskom kanáli sa potvrdili nešpecializované karnivorné a euryfágne druhy. Zväčša išlo o nehniedzdiče s neresom na otvorenom podklade. V tomto toku prevažovali eurytopné a neťažné druhy (Tabuľka 6).

Status druhej ochrany

V celom skúmanom povodí dominovali druhy patriace do kategórii „takmer ohrozený“ (NT) a „menej dotknutý“ (LC). V dolnom úseku rieky Bodva (t. j. na posledných troch lokalitách) sme zaznamenali „silne ohrozeného“ (EN) hrúza Kesslerovho, v štvrtej a šiestej lokalite sme evidovali aj invázne druhy - karasa striebřitého (*Carrasius gibelio*) a hrúzovca sieťovaného. V Ide prevažovali druhy patriace do kategórie LC pred NT. Boli tu prítomné oba invázne druhy. V Štôskom potoku bol počet druhov NT a LC 1:1, v Perínskom kanáli 1:2. Aj v tomto toku sme zaznamenali oba spomínané invázne druhy (Tabuľka 6).

Pri porovnaní sezón v rámci jednotlivých lokalít je nutné spomenúť najmä absenciu hrúza Kesslerovho v letnom odlove v Hostovciach (zistený len na jar a jeseň) a tiež jarnú absenciu oboch inváznych druhov v tejto lokalite (Tabuľka 6).

Faunistická podobnosť

Druhovo najpodobnejšie sú lokality, ktoré sa nachádzajú vo svojej blízkosti (Obrázok 1). Napríklad Bodva – pri Štôskom potoku a Štôsky potok majú IS₀ = 100 %. V smere toku následne podobnosť klesá. IS₀ v blízkosti sútoku Bodvy a Idy sa pohyboval v rozmedzí od 63,6 % do 84,6 %. IS₀ nad 75 % dosiahla dvojica Bodva-Počkaj a Bodva-VOP-Moldava n. B., a to 76,9 % (Tabuľka 7).

Porovnaním lokalít medzi jednotlivými rokmi sme zistili, že prvé dve skúmané miesta na Bodve dosiahli podobnosť 100 %. K rozdielom došlo až pri tretej lokalite, keď

druhovú identitu štruktúry ichtyofauny v roku 2007 a 2008 bola 50 %, pri porovnaní rokov 2007 a 2009, resp. 2008 a 2009 už 72,7 %. Vysokú mieru podobnosti mala aj šiesta lokalita (2008 a 2009 – 89,7 %). Podoba štruktúry v Ide na lokalite Buzica nadobúdala v každom porovnaní inú hodnotu a pohybovala sa v rozmedzí od 72 % do 86,7 %. Sezónne komparácie ukázali odlišnosti na všetkých lokalitách rieky Bodva. V prvej bola podobnosť 100 % len medzi jarou a letom, zvyšných porovnaníach 66,7 %. V druhej a tretej lokalite bola najvyššia hodnota podobnosti už len 90,9 %. ISö v šiestej lokalite dosiahla nižšie hodnoty, ale menej variabilné (76,2 % – 81,5 %). V siedmej lokalite sa index podobnosti pohyboval v rozmedzí od 50 % len do 75 %.

DISKUSIA

Horné časti Bodvy sú typické dominantným zastúpením pstruha potočného (Koščo et al., 2006) a výskytom mihule potiskej. Absentuje prítomnosť sprievodných druhov ako sú čerebľa pestrá (*Phoxinus phoxinus*) a hlaváč pásoplutvý (*Cottus poecilopus*). V slovenskej časti povodia Bodvy sa vyskytujú len v rieke Ide (Koščo et al., 2004). Prítomnosť čereble pestrej v maďarskej časti bola zaznamenaná v niektorých prítokoch – Jósfa, Rakaca (VÁSÁRHELYI, 1961; BOTTA et al., 1984; HOITSY, 1994; JUHÁSZ, 1996 a 2007), zastúpenie pstruha potočného dosahuje nízke hodnoty (HOITSY, 1994). Lipeň tymiánový (*Thymallus thymallus*) je evidovaný len v krátkom úseku hornej časti slovenskej Bodvy (Koščo et al., 2006). Pre strednú časť povodia je charakteristický výskyt mreny škvrnitej a hrúza škvrniteho. Prezencia mreny škvrnitej je príznačná najmä pre Turňu (Koščo & MANKO, 2006). Naopak, jej prítomnosť v maďarskej časti povodia nie je taká vysoká (JUHÁSZ, 1996). Nízke početné zastúpenie mreny severnej (*Barbus barbus*) je charakteristické pre slovenský aj maďarský úsek Bodvy (HOITSY, 1994). Podiel podustvy severnej a najmä lopatky dúhovej je podstatne vyšší v maďarskej časti povodia (BOTTA et al., 1984; HARKA, 1992; HOITSY, 1994; JUHÁSZ, 1996). S výnimkou horných úsekov slovenského povodia Bodvy, dosahuje jalec hlavatý početné zastúpenie, zatiaľ čo v maďarských prítokoch je jeho podiel spolu so slížom severným ešte vyšší (HOITSY, 1994). Ploska pásavá a slíž severný sú bežné v celom slovenskom i maďarskom povodí Bodvy (Koščo et al., 2006). Výskyt málo početného hrúza fúzatého (*Romanogobio uranoscopus*) v dolnom úseku našej Bodvy (Koščo et al., 2006) výskum nepotvrdil. Píž podunajský je registrovaný v Bodve aj jej prítokoch (Koščo et al., 2004; Koščo & MANKO, 2006), ale naše zistenia dokazujú jeho prítomnosť v Ide a Bodve len v oblasti ich sútoku. Podobná situácia nastala aj u plža vrchovského (*Sabanejewia balcanica*). Podľa Košča et al. (2006) je tento druh typický pre hlavný tok Bodvy, my sme ho potvrdili v oblasti sútoku Bodvy a Idy. V Maďarsku ho zaznamenal HOITSY et al. (1984) v prítoku Rakaca.

Druhovú zloženie ichtyofauny ovplyvňujú aj aktivity rybárov. Napr. prítomnosť zubáča veľkouštetého v dolnom úseku slovenskej Bodvy je podmienená umelým zarybňovaním (MO SRZ Moldava nad Bodvou, *in verb.*). Vybudované rybné hospodárstva (Perínske rybníky na Ide) pravdepodobne prispeli k výskytu inváznych druhov (KOVÁČA et al., 2008), hrúzovca sieťovaného a karasa striebristého v Perínskom kanáli, Ide aj Bodve. Taktiež ovplyvnili prítomnosť typicky rybníčných druhov – ka-

rasa striebřitého a kapra rybníčního (*Cyprinus carpio*), vo vyššie uvedených tokoch (KOŠČO & KOŠUTH, 2003). Zatiaľ čo KOŠČO et al. (2004) ich evidovali len v Ide, v našom prípade sa vyskytovali už aj v Bodve.

Podobne ako v práci KOŠČA et al. (2006), prevládali nešpecializované mäsožravé druhy oproti euryfágny. Rybožravý štŕuku severnú (*Esox lucius*) doplnil zubáč veľkoúst. V rámci reprodukčných skupín dominovali nehniedzdiče, najmä litofily a psamofily. Dominantné zastúpenie reofilov dopĺňali eurytopné druhy. Výrazne stúpol počet druhov patriacich do Červeného zoznamu mihúľ a rýb Slovenska zo 78,3 % (KOŠČO et al., 2006) na 91,3 %.

Index geografickej integrity rieky Bodvy si zachoval oproti predošlému obdobiu vysokú úroveň v dôsledku zachovania pôvodných ichtyocenóz. V porovnaní s viacerými tokmi, patriacimi do slovenského povodia Tisy (Slaná – 82 %, Hornád a Turňa – 87 %), je index geografickej integrity vyšší, oproti Roňave (95 %) zasa nižší. Situácia v prítokoch Bodvy (najmä v Perínskom kanáli) je menej priaznivá v dôsledku zavlečenia viacerých druhov z rybných hospodárstiev. Napriek tomu hodnota indexu v Ide stúpila (z 86 % na 88,9 % (KOŠČO et al., 2006 a 2009)).

POĎAKOVANIE

Práca bola podporená grantovými prostriedkami APVV-0154-07.

LITERATÚRA

- BARABAS, D. 2009. Bilancia vody geosystému povodia Bodvy v kontexte klimatickej zmeny. EQUILIBRIA Košice, 122 s.
- BARABAS, D. – FRÁNIKOVÁ J. 2009. Dispartita priestorového rozšírenia akumulčných foriem tokov Bodva a Chotárneho potoka. Geographia Cassoviensis, III, 2, Košice, str. 17-22.
- BIANCO, P. G. 1990. Vanishing freshwater fish in Italy. Journal of Fish Biology, 37 (suppl. A), str. 235-237.
- BODVA, 2010. [online] [10. 03. 2010], dostupné na: <<http://www.leader.rramoldava.sk/LEADER/PRIRODA/BODVA/BODVA.htm>>.
- BOTTA, I. – KERESZTESY, K. – NEMÉNNYI, I., 1984. Halfuanisztikai és ökológiai tapasztalatok természetes vízeinkben. Állatani Közl., Tom. 71: 39-50.
- FAŠKO, P. – ŠŤASTNÝ, P. 2002. Priemerné ročné úhrny zrážok 1 : 2 000 000. In Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava, Banská Bystrica, str. 99.
- HAMMER, Ø. – HARPER D. A. T. – RYAN P. D. 2001. Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4 (1), 9 s.
- HARKA, Á. 1992. Adatok a Sajó és Hernád vízrendszérének halfaunájáról. Állatani Közl., Tom. 78: 33-39.
- HOITSY, G. 1994. A Bódva folyó és a folyót tápláló patakok halfaunisztikai felmérése. Halászat, 87, 3, str. 105-106.
- HOLČÍK, J. 1998. Ichtyológia. Příroda, Bratislava, 320 s.
- HYKEŠ, O. 1921. Ryby Republiky Československé. Čas. Musea Král. Českého, odd. přír. 99, str. 89-105.

- JUHÁSZ, L. 1996. A Bódva folyó halfaunájának faunisztikai és természetvédelmi elemzése. *Date Tud. Közl.*, Tom. 32, str. 265-284.
- JUHÁSZ, L. 2007. A Bódva szakaszjellege a haltársulások összetétele alapján. *Pisces Hungarici I. DE, ATC, Debrecen*, str. 37-44.
- KOŠČO, J. – HOLČÍK J. 2008. Anotovaný Červený zoznam mihúľ a rýb Slovenska – verzia 2007. Biodiverzita ichtyofauny ČR (VII), str. 119-132.
- KOŠČO, J. HORVÁTH, M. – ŠEVC, J. – VYŠIN J. 2009. Ichtyofauna povodia Roňavy. *Natura Carpatica, Zborník Východoslovenského múzea v Košiciach, Košice*, s. 83-96.
- KOŠČO, J. – JUHÁSZ, L. – KOŠUTH, P. – KOŠUTHOVÁ, L. – PEKÁRIK, L. 2006. Stav chránených a invázných druhov rýb v ichtyocenózach Bodvy. *Natura Carpatica, Prír. vedy*, 47, str. 131-142.
- KOŠČO, J. – KOŠUTH, P. 2003. Súčasný stav ichtyocenóz tokov v okolí U. S. Steel Košice. *Natura Carpatica*, Tom. : XLIV, str. 173-186.
- KOŠČO, J. – KOŠUTH, P. – LUSK, 2004. Ichtyofauna Idy. *Natura Carpatica*, 45, str. 149-162.
- KOŠČO, J. – MANKO, P. 2006. Makrozoobentos a ryby riečky Turne. *Natura Carpatica*, 47, str. 153-168.
- KOVÁČ, V. – HENSEL, K. – ČERNÝ, J. – KAUTMAN, J. – KOŠČO, J. 2008. Invázne druhy rýb v povodiach Slovenska – aktualizovaný zoznam 2007. *Chránené územia*, 73: 30. Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica.
- LAPIN, M. et al. 2002. Klimatické oblasti 1 : 1 000 000. In *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava, Banská Bystrica, str. 95.
- LOSOS, B. – GULIČKA, J. – LELLÁK, J. – PELIKAN, J. 1985. *Ekologie živočichů*. SPN, Praha. 372 s.
- MAKARA, A. 1990. Ichtyofauna Slovenského krasu. Závěrečná správa. *Správa CHKO Slovenský kras, Rožňava*, 125 s.
- ŠIMO, E. – ZAŤKO, M. 2002. Typy režimu odtoku 1 : 2 000 000. In *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava, Banská Bystrica, str. 103.
- ŠŤASTNÝ, P. et al. 2002. Priemerná ročná teplota vzduchu 1: 2 000 000. In: *Atlas krajiny Slovenskej republiky*. Bratislava, Banská Bystrica, str. 98.
- VÁSÁRHELYI, I. 1961. Magyarország halai irásban és képekben. *Borsodi szemle Könyvtára, Miskolc*.

Tabuľka 2 Dominancia D (%) a celková frekvencia F (%) druhov na lokalitách rieky Bodva v jednotlivých skúmaných rokoch
Table 2 Dominance D (%) and total frequency F (%) of fish species at localities in the Bodva River in individual researched years

p. č.	druh	Bodva																			
		1.			2.			3.			4.			5.			6.				
		2008		2009	2008		2009	2007		2008	2007		2008	2007		2008	2009		Σ	D	F
		ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D		
PETROMYZONTIFORMES (mlhule) - Petromyzontidae (mlhulovité)																					
1	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	6	6,7	5	20,0	3	2,8	25	12,2	-	-	-	10	7,0	-	-	-	-	44	2,5	31,8
CYPRINIFORMES (kaprovité) - Cyprinidae (kaprovité)																					
2	<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	7,4	6	6,5	-	-	-	40	2,0	9,1
3	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	-	-	-	6	24,0	-	-	5	3,5	58	12,7	36	39,1	93	28,0	213	46,1	411
4	<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0,9	1	1,1	-	-	1,1	0,3	46	10,0
5	<i>Barbus carpathicus</i>	-	-	-	-	-	8	7,4	34	16,6	1	4,0	27	49,1	51	35,9	1	0,2	-	38	11,5
6	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1,2	2	0,4
7	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	0,3
8	<i>Romanogobio vladkovi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	63	13,8	12	13,0	4	1,2	9	2,0	88
9	<i>Gobio gobio</i>	-	-	-	-	-	2	1,9	5	2,4	-	8	14,6	30	21,1	16	3,5	1	1,1	31	9,3
10	<i>Romanogobio kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,4	3	3,3	12	3,6	6	1,3	23	1,2
11	<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	67	14,6	1	1,1	20
12	<i>Squalius cephalus</i>	-	-	-	-	-	-	17	68,0	9	16,4	34	23,9	131	28,6	13	14,1	82	24,7	81	17,5
13	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	7,4	-	-	2	0,6	5	1,1	41
14	<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0,7	-	-	-	28	8,4	-	31	1,6
16	<i>Rhodeus amarus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42	9,2	5	5,4	6	1,8	8	1,7	61
17	<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,1	22,7
18	<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,3	-	1	0,1
<i>Gobio gobio</i> x <i>Gobio kesslerii</i>																					
CYPRINIFORMES (kaprovité) - Balitoridae (slizovité)																					
19	<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	-	-	-	14	13,0	39	19,0	1	4,0	-	2	1,4	-	-	1	0,3	1	0,2
CYPRINIFORMES (kaprovité) - Cobitidae (plžovité)																					
20	<i>Cobitis elongatoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,2	6	6,5	-	-	-	7	0,4
21	<i>Subanefewia balcanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,4	7	7,6	-	-	-	9	0,5
ESOCIFORMES (štukovité) - Esocidae (štukovité)																					
22	<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SALMONIFORMES (lososovité) - Salmonidae (lososovité)																					
23	<i>Salmo trutta m. fario</i>	83	93,3	20	80,0	79	73,2	99	48,3	-	-	11	20,0	10	7,0	-	4	1,2	3	0,7	309
SALMONIFORMES (lososovité) - Thymallidae (liphovité)																					
24	<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	-	-	-	2	1,9	3	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,3
GADIFORMES (treskotvare) - Gadidae (měňovité)																					
25	<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1,1	-	-	1	0,1
PERCIFORMES (ostriežovité) - Percidae (ostriežovité)																					
26	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1,2	-	4	0,2
27	<i>Perca fluviatilis</i>	89	25	108	205	25	55	142	458	92	332	462	1993	-	-	-	-	-	-	-	-
	SPOU kysové ryb	2	2	6	6	4	4	7	14	12	17	25	25	-	-	-	-	-	-	-	-
	SPOU druhov	2	2	2	3	1	2	3	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	SPOU odlovov	2	2	2	3	1	2	3	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabuľka 3 Dominancia D (%) a celková frekvencia F (%) druhov v prítokoch Bodvy v jednotlivých skúmaných rokoch

Table 3 Dominance D (%) and total frequency F (%) of fish species in tributaries of the Bodva River in individual researched years

p. č.	druh	Ida											9.		10.	
		7.						8.		Σ	D	F				
		2006		2007		2008		2007					2008		2009	
		ks	D	ks	D	ks	D	ks	D				ks	D	ks	D
PETROMYZONTIFORMES (mihule) - Petromyzontidae (mihulovitě)																
1	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	33,3
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cyprinidae (kaprovité)																
2	<i>Alburnus alburnus</i>	6	4,2	10	14,9	-	-	4	5,3	20	4,4	40	-	-	-	-
3	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	24	16,7	21	31,3	11	6,4	13	17,3	69	15,1	100	-	-	-	-
4	<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	<i>Barbus carpathicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	<i>Carassius gibelio</i>	13	9,0	2	3,0	-	-	-	-	15	3,3	40	7	12,7	-	-
7	<i>Cyprinus carpio</i>	4	2,8	1	1,5	-	-	-	-	5	1,1	40	-	-	-	-
8	<i>Romanogobio vladykovi</i>	35	24,3	-	-	33	19,2	4	5,3	72	15,7	80	-	-	-	-
9	<i>Gobio gobio</i>	12	8,3	1	1,5	42	24,4	2	2,7	57	12,5	80	1	1,8	-	-
10	<i>Romanogobio kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>Chondrostoma nasus</i>	6	4,2	2	3,0	1	0,6	-	-	9	2,0	60	-	-	-	-
12	<i>Squalius cephalus</i>	14	9,7	7	10,5	9	5,2	28	37,3	58	12,7	100	-	-	-	-
13	<i>Leuciscus leuciscus</i>	1	0,7	6	9,0	1	0,6	4	5,3	12	2,6	80	1	1,8	-	-
14	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1	0,7	-	-	-	-	-	-	1	0,2	20	-	-	-	-
15	<i>Pseudorasbora parva</i>	11	7,6	-	-	37	21,5	1	1,3	49	10,7	60	39	70,9	-	-
16	<i>Rhodeus amarus</i>	1	0,7	8	11,9	12	7,0	13	17,3	34	7,4	80	-	-	-	-
17	<i>Rutilus rutilus</i>	2	1,4	2	3,0	4	2,3	1	1,3	9	2,0	80	-	-	-	-
18	<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Gobio gobio</i> x <i>Gobio Kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Balitoridae (slізovitě)																
19	<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	-	-	6	3,5	-	-	6	1,3	20	-	-	-	-
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cobitidae (plізovitě)																
20	<i>Cobitis elongatoides</i>	2	1,4	2	3,0	15	8,7	5	6,7	24	5,2	80	7	12,7	-	-
21	<i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ESOCIFORMES (šfukotvaré) - Esocidae (šfukovitě)																
22	<i>Esox lucius</i>	8	5,6	1	1,5	-	-	-	-	9	2,0	40	-	-	-	-
SALMONIFORMES (lososotvaré) - Salmonidae (lososovitě)																
23	<i>Salmo trutta m. fario</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	66,7
SALMONIFORMES (lososotvaré) - Thymallidae (lipňovitě)																
24	<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GADIFORMES (treskotvaré) - Gadidae (mieňovitě)																
25	<i>Lota lota</i>	1	0,7	-	-	-	-	-	-	1	0,2	20	-	-	-	-
PERCIFORMES (ostriežotvaré) - Percidae (ostriežovitě)																
26	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	<i>Perca fluviatilis</i>	3	2,1	4	6,0	1	0,6	-	-	8	1,8	60	-	-	-	-
	SPOLU kusov rýb	144		67		172		75			458		55		39	
	SPOLU druhov	17		13		12		10			18		5		2	
	SPOLU odlovov	2		1		1		1			5		1		1	

Tabuľka 4 Dominancia D (%) a celková frekvencia F (%) druhov na lokalitách rieky Bodva v jednotlivých sezónach

Table 4 Dominance D (%) and total frequency F (%) of fish species at localities in the Bodva River in individual seasons

p. č.	druh	Bodva															
		1.						2.						3.			
		jar		leto		jeseň		jar		leto		jeseň		jar		leto	
		ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D
PETROMYZONTIFORMES (mihule) - Petromyzontidae (mihulovitě)																	
1	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	-	-	-	-	11	13,9	13	19,0	2	2,7	8	5,6	10	33,3	-	-
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cyprinidae (kaprovité)																	
2	<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	13,1
4	<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	<i>Barbus carpathicus</i>	-	-	-	-	-	-	5	5,3	17	23,0	20	13,9	11	33,7	20	23,8
6	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	<i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	<i>Gobio gobio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2,7	5	3,5	3	10,0	15	17,9
10	<i>Romanogobio kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	<i>Squalius cephalus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	6,7	31	36,9
13	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	<i>Rhodeus amarus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Gobio gobio x Gobio Kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Balitoridae (slізovitě)																	
19	<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	-	-	-	-	13	13,7	14	18,9	26	18,1	-	-	1	1,2
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cobitidae (plізovitě)																	
20	<i>Cobitis elongatoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	<i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ESOCIFORMES (šťukotvaré) - Esocidae (šťukovitě)																	
22	<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SALMONIFORMES (lososotvaré) - Salmonidae (lososovitě)																	
23	<i>Salmo trutta m. fario</i>	29	100,0	6	100,0	68	86,1	58	61,1	39	52,7	81	56,3	4	13,3	6	7,1
SALMONIFORMES (lososotvaré) - Thymallidae (lipізovitě)																	
24	<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	-	-	-	-	1	1,1	-	-	4	2,8	-	-	-	-
GADIFORMES (treskotvaré) - Gadidae (mieіovitě)																	
25	<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PERCIFORMES (ostrieіotvaré) - Percidae (ostrieіovitě)																	
26	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	SPOLU kusov rýb	29	6	79	95	74	144	30	84								
	SPOLU druhov	1	1	2	5	5	6	5	6								
	SPOLU odlovov	1	1	2	2	1	2	2	2								

Tabuľka 4 Dominancia D (%) a celková frekvencia F (%) druhov na lokalitách rieky Bodva v jednotlivých sezónach – pokračovanie
Table 4 Dominance D (%) and total frequency F (%) of fish species at localities in the Bodva River in individual seasons - sequel

p. č.	druh	Bodva												Σ	D	F	
		3.		4.		5.		6.									
		jeseň		leto		leto		jar		leto		jeseň					
		ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D	ks	D				
PETROMYZONTIFORMES (mihule) - Petromyzontidae (mihulovitě)																	
1	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	44	2,5	31,8	
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cyprinidae (kaprovité)																	
2	<i>Alburnus alburnus</i>	-k	-	34	7,4	6	6,5	-	-	-	-	-	-	40	2,0	9,1	
3	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	58	12,7	36	39,1	76	30,4	98	55,1	132	36,1	411	20,6	40,9	
4	<i>Barbus barbus</i>	-	-	4	0,9	1	1,1	4	1,6	7	3,9	36	9,8	52	2,6	27,3	
5	<i>Barbus carpathicus</i>	48	45,7	1	0,2	-	0,0	46	18,4	6	3,4	24	6,6	198	9,9	77,3	
6	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,6	5	1,4	6	0,3	13,6	
7	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8	<i>Romanogobio vladykovi</i>	-	-	63	13,8	12	13,0	-	-	9	5,1	4	1,1	88	4,4	18,2	
9	<i>Gobio gobio</i>	20	19,1	16	3,5	1	1,1	24	9,6	4	2,3	28	7,7	118	5,9	63,6	
10	<i>Romanogobio kesslerii</i>	-	-	2	0,4	3	3,3	10	4,0	-	-	8	2,2	23	1,2	27,3	
11	<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	67	14,6	1	1,1	18	7,2	9	5,1	18	4,9	113	5,7	31,8	
12	<i>Squalius cephalus</i>	27	25,7	131	28,6	13	14,1	60	24,0	40	22,5	63	17,2	367	18,4	54,6	
13	<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	34	7,4	-	-	2	0,8	-	-	5	1,4	41	2,1	13,6	
14	<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
15	<i>Pseudorasbora parva</i>	-	-	3	0,7	-	-	-	-	-	-	28	7,7	31	1,6	9,1	
16	<i>Rhodeus amarus</i>	-	-	42	9,2	5	5,4	6	2,4	2	1,1	6	1,6	61	3,1	22,7	
17	<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
18	<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,3	1	0,1	4,6	
<i>Gobio gobio</i> x <i>Gobio Kesslerii</i>		-	-	-	-	-	-	1	0,4	-	-	-	-	1	0,1	4,6	
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Balitoridae (slізovité)																	
19	<i>Barbatula barbatula</i>	2	1,9	-	-	-	-	-	-	1	0,6	1	0,3	58	2,9	40,9	
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cobitidae (plізovité)																	
20	<i>Cobitis elongatoides</i>	-	-	1	0,2	6	6,5	-	-	-	-	-	-	7	0,4	9,1	
21	<i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	2	0,4	7	7,6	-	-	-	-	-	-	9	0,5	4,6	
ESOCIFORMES (štukotvaré) - Esocidae (štukovitě)																	
22	<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
SALMONIFORMES (lososotvaré) - Salmonidae (lososovitě)																	
23	<i>Salmo trutta m. fario</i>	11	10,5	-	-	-	-	3	1,2	1	0,6	3	0,8	309	15,5	77,3	
SALMONIFORMES (lososotvaré) - Thymallidae (lipňovitě)																	
24	<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,3	13,6	
GADIFORMES (treskotvaré) - Gadidae (mieňovitě)																	
25	<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	1	1,1	-	-	-	-	-	-	1	0,1	4,6	
PERCIFORMES (ostriežotvaré) - Percidae (ostriežovitě)																	
26	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1,1	4	0,2	4,6	
27	<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
SPOLU kusov ryb		108		458		92		250		178		366		1993			
SPOLU druhov		5		14		12		11		11		16		23			
SPOLU odlovov		2		1		1		2		1		2		22			

Tabuľka 5 Dominancia D (%) a celková frekvencia F (%) druhov v prítokoch Bodvy v jednotlivých sezónach

Table 5 Dominance D (%) and total frequency F (%) of fish species in tributaries of the Bodva River in individual seasons

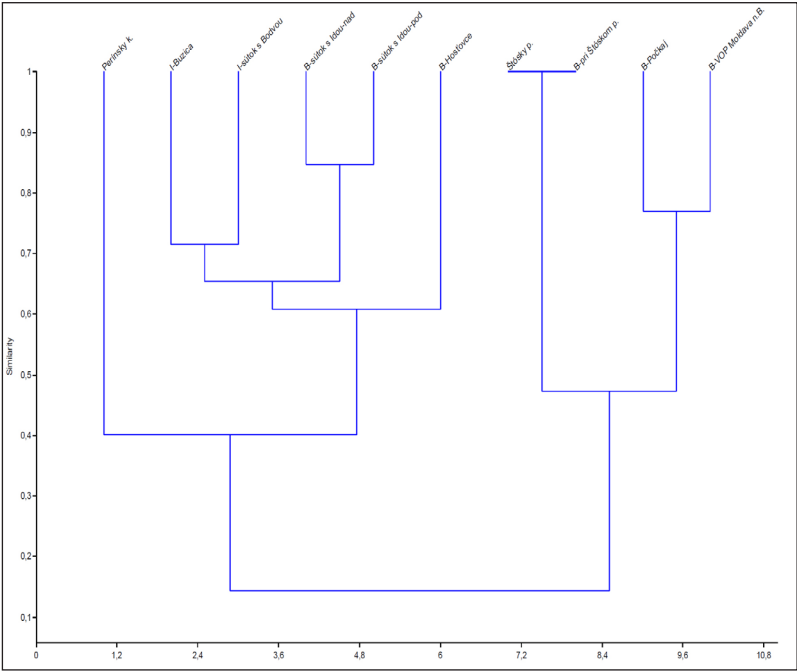
p. č.	druh	Ida										9.		10.			
		7.						8.									
		jar		leto		jeseň		leto		Σ	D	F	jar		jar		
		ks	D	ks	D	ks	D	ks	D				ks	D	ks	D	ks
PETROMYZONTIFORMES (mihule) - Petromyzontidae (mihul'ovitě)																	
1	<i>Eudontomyzon danfordi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	33,3
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cyprinidae (kaprovité)																	
2	<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	10	14,9	6	7,2	4	5,3	20	4,4	40	-	-	-	-	-
3	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	20	8,6	21	31,3	15	18,1	13	17,3	69	15,1	100	-	-	-	-	-
4	<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	<i>Barbus carpathicus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	<i>Carassius gibelio</i>	-	-	2	3,0	13	15,7	-	-	15	3,3	40	7	12,7	-	-	-
7	<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	1	1,5	4	4,8	-	-	5	1,1	40	-	-	-	-	-
8	<i>Romanogobio vladykovi</i>	55	23,6	-	-	13	15,7	4	5,3	72	15,7	80	-	-	-	-	-
9	<i>Gobio gobio</i>	52	22,3	1	1,5	2	2,4	2	2,7	57	12,5	80	1	1,8	-	-	-
10	<i>Romanogobio kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>Chondrostoma nasus</i>	1	0,4	2	3,0	6	7,2	-	-	9	2,0	60	-	-	-	-	-
12	<i>Squalius cephalus</i>	11	4,7	7	10,5	12	14,5	28	37,3	58	12,7	100	-	-	-	-	-
13	<i>Leuciscus leuciscus</i>	2	0,9	6	9,0	-	-	4	5,3	12	2,6	80	1	1,8	-	-	-
14	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1	0,4	-	-	-	-	-	-	1	0,2	20	-	-	-	-	-
15	<i>Pseudorasbora parva</i>	48	20,6	-	-	-	-	1	1,3	49	10,7	60	39	70,9	-	-	-
16	<i>Rhodeus amarus</i>	13	5,6	8	11,9	-	-	13	17,3	34	7,4	80	-	-	-	-	-
17	<i>Rutilus rutilus</i>	6	2,6	2	3,0	-	-	1	1,3	9	2,0	80	-	-	-	-	-
18	<i>Vimba vimba</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Gobio gobio</i> x <i>Gobio Kesslerii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Balitoridae (slizovitě)																	
19	<i>Barbatula barbatula</i>	6	2,6	-	-	-	-	-	-	6	1,3	20	-	-	-	-	-
CYPRINIFORMES (kaprotvaré) - Cobitidae (plžovitě)																	
20	<i>Cobitis elongatoides</i>	17	7,3	2	3,0	-	-	5	6,7	24	5,2	80	7	12,7	-	-	-
21	<i>Sabanejewia balcanica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ESOCIFORMES (šťukotvaré) - Esocidae (šťukovitě)																	
22	<i>Esox lucius</i>	-	-	1	1,5	8	9,6	-	-	9	2,0	40	-	-	-	-	-
SALMONIFORMES (lososotvaré) - Salmonidae (lososovitě)																	
23	<i>Salmo trutta m. fario</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	66,7
Thymallidae (lipňovitě)																	
24	<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GADIFORMES (treskotvaré) - Gadidae (mieňovitě)																	
25	<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	1	1,2	-	-	1	0,2	20	-	-	-	-	-
PERCIFORMES (ostriežotvaré) - Percidae (ostriežovitě)																	
26	<i>Sander lucioperca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	<i>Perca fluviatilis</i>	1	0,4	4	6,0	3	3,6	-	-	8	1,8	60	-	-	-	-	-
SPOLU kusov ryb		233		67		83		75			458		55		39		
SPOLU druhov		13		13		11		10			18		5		2		
SPOLU odlovov		2		1		1		1			5		1		1		

Tabuľka 6 Systematická a ekologická charakteristika rýb Bodvy
Table 6 Systematic and ecological characteristic of fish in Bodva River

Taxón: RAD Čelaď Druh Taxon: ORDER Family Species	Ekologická skupina Ecological guild			Status ochrany Conservation status		
	Potrava	Repro- dukcia	Vzťah k prúdu	Červený zoznam	92/43/EHS	Bern
I. PETROMYZONTIFORMES - mihulotvaré						
1. Petromyzontidae - mihulotvaré						
1. <i>Eudontomyzon danfordi</i>	Ca. 1	A. 2. 3	Re	NT	2	
II. CYPRINIFORMES - kaprotvaré						
2. Cyprinidae - kaprovité						
2. <i>Barbus barbus</i>	Ca. 1	A. 1. 3	Re	LC	5	
3. <i>Barbus carpathicus</i>	Eu	A. 1. 3	Re	LC	2, 5	B3
4. <i>Carassius gibelio</i>	Eu	A. 1. 5	Et			
5. <i>Cyprinus carpio</i>	Ca. 1	A. 1. 5	Et	LC		
6. <i>Romanogobio vladykovi</i>	Ca. 1	A. 1. 6	Et	NT	2	B3
7. <i>Gobio gobio</i>	Ca. 1	A. 1. 6	Et	LC		
8. <i>Romanogobio kesslerii</i>	Ca. 1	A. 1. 6	Re	EN	2	B3
9. <i>Romanogobio uranoscopus</i>	Ca. 1	A. 1. 6	Re	EN	2	B3
10. <i>Pseudorasbora parva</i>	Eu	B. 2. 2	Et			
11. <i>Rhodeus amarus</i>	Eu	A. 2. 5	Et	LC	2	B3
12. <i>Chondrostoma nasus</i>	He. 2. 2	A. 1. 3	Re	NT		B3
13. <i>Squalius cephalus</i>	Eu	A. 1. 3	Re	LC		
14. <i>Leuciscus leuciscus</i>	Ca. 1	A. 1. 3	Re	NT		
15. <i>Rutilus rutilus</i>	Eu	A. 1. 4	Et	LC		
16. <i>Vimba vimba</i>	Eu	A. 1. 3	Re	NT		
17. <i>Alburnoides bipunctatus</i>	Ca. 1	A. 1. 3	Re	LC		B3
18. <i>Alburnus alburnus</i>	Ca. 1	A. 1. 4	Et	LC		
3. Cobitidae						
19. <i>Cobitis elongatoides</i>	Eu	A. 1. 5	Re	LC	2	B3
20. <i>Sabanejewia balcanica</i>	Ca. 1	A. 1. 5	Re	NT	2	B3
4. Balitoridae						
21. <i>Barbatula barbatula</i>	Ca. 1	A. 1. 6	Re	LC		
III. ESOCIFORMES						
5. Esocidae						
22. <i>Esox lucius</i>	Ca. 2. 1	A. 1. 5	Et	LC		
IV. SALMONIFORMES						
6. Salmonidae						
23. <i>Salmo trutta</i> m. <i>fario</i>	Ca. 1	A. 2. 3	Re	LC		
7. Thymallidae						
24. <i>Thymallus thymallus</i>	Ca. 1	A. 2. 3	Re	LC	5	B3
V. GADIFORMES						
8. Gadidae						
25. <i>Lota lota</i>	Ca. 1	A. 1. 2	Et	LC		
VI. PERCIFORMES						
9. Percidae						
26. <i>Sander lucioperca</i>	Ca. 2. 1	B. 2. 5	Et	LC		
27. <i>Perca fluviatilis</i>	Ca. 1	A. 1. 4	Et	LC		

Tabuľka 7 Faunistická podobnosť jednotlivých lokalít v povodí Bodvy – Iső (%)
Table 7 Faunistic similarity of particular localities in the Bodva River Basin – Iső (%)

	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	lokalita
	50	44,4	0	0	11,1	0	0	0	100	1.
		76,9	20	11,1	36,4	16,7	12,5	18,2	50	2.
			38,1	31,6	52,2	32	35,3	16,7	44,4	3.
				84,6	73,3	62,5	75	42,1	0	4.
					57,1	60	63,6	23,5	0	5.
						58,8	53,8	38,1	11,1	6.
							71,4	43,48	0	7.
								53,3	0	8.
									0	9.



Obrázok 1 Grafické znázornenie faunistickej podobnosti lokalít v povodí Bodvy
Figure 1 Graphic illustration of the faunistic similarity of localities
in the Bodva River Basin

**ICHTYOFAUNA RYBOVODU MALEJ VODNEJ
ELEKTRÁRNE HRONSKÁ DÚBRAVA**

**ICHTHYOFAUNA OF FISH PASSAGE AT HRONSKÁ DÚBRAVA
SMALL HYDROELECTRIC POWER PLANT**

Juraj HAJDÚ¹ – Ladislav PEKÁRIK² – Ján KOŠČO¹

ABSTRACT

*The fish passage of Hronská Dúbrava hydroelectric power station (HPP) on river Hron has been surveyed during 2012. Altogether three samplings in the fish passage and adjacent river section under the weir of HPP have been performed using electrofishing device. The main objective was to examine differences between the fish communities of fish passage and those of the affected river section immediately under the weir. The qualitative and semiquantitative data of ichthyofauna in both sections are compared to evaluate the efficiency of fish passage for migratory fish. Respectively, 14 fish species were recorded within the river stretch below the HPP and 10 species in the fish passage between August and November 2012. Altogether 15 fish species were recorded in both monitored sites. Spirlin (*Alburnoides bipunctatus*), gudgeon (*Gobio gobio*) and stone loach (*Barbatula barbatula*) were eudominant species. In the fish passage dominated spirlin, gudgeon and the Eurasian minnow (*Phoxinus phoxinus*). Although the presented data are representing only partial results of ongoing research, particular differences within the qualitative composition of the compared samples can be stated, as well as the quantitative and qualitative seasonal alterations within individual samplings are apparent.*

KEY WORDS

fish migration, fish passage, small hydroelectric power station

-
- 1 Mgr. Juraj Hajdú, doc. PaedDr. Ján Koščo, PhD
Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita v Prešove,
ul. 17. novembra 1, 081 16 Prešov,
e-mail: juraj.hajdu@gmail.com, jan.kosco@unipo.sk
- 2 Mgr. Ladislav Pekárik, PhD.
Ústav zoologie SAV, Bratislava, Dúbravská cesta 9, Bratislava 845 06 SR,
e-mail: ladislav.pekarik@savba.sk

Úvod

V súvislosti s požiadavkou na produkciu tzv. environmentálne čistej energie vyrobenej z obnoviteľných zdrojov sa čoraz viac pozornosti venuje výstavbe malých vodných elektrární (MVE). I keď vo vzťahu k životnému prostrediu neprodukujú vodné elektrárne takmer žiadne emisie, ich negatívne účinky na riečne ekosystémy a populácie ichtyofauny sú dnes už všeobecne známe (ČERNÝ et al., 2003, MOSER et al., 2002, HAN et al. 2008, HOLČÍK et al., 2000). Aktuálnou oblasťou výskumu je i problematika vplyvu bariérových prvkov na ichtyofaunu (GOSSET et al. 2006, KEMP ET O'HANLEY 2010). V predloženej práci sú prezentované parciálne výsledky prebiehajúceho prieskumu, ktorého cieľom je vyhodnotiť selektivnosť a efektívnosť rybieho prechodu vo vzťahu k potenciálnym migrantom.

MATERIÁL A METÓDY

Charakteristika lokalít

Ichtyologický prieskum bol vykonaný 30. 08., 21. 10. a 23. 11. 2012 na dvoch lokalitách v blízkosti MVE Hronská Dúbrava na rieke Hron v rkm 142,9.

Prvá sledovaná lokalita je úsek rieky pod haťou MVE pozdĺž ľavostranného opevneného brehu do vzdialenosti 50 m od vyústenia rybovodu. Pri love sa postupovalo od brehu smerom k prúdnici a späť, v záujme pokrytia čo najväčšej plochy potenciálnych habitatov s výskytom ichtyofauny.

Druhá lokalita predstavuje vlastný objekt rybovodu, ktorý je komôrkového typu (kombinácia železobetónu a lomového kameňa) celkom so 17 komôrkami. Rybovod je situovaný do ľavo-brežnej línie. Koryto má tvar lichobežníka s drevenými prepážkami. Šírka jednotlivých sekcií je 3,0 – 3,3 m, dĺžka 3,0 – 5,0 m, výškový rozdiel sekcií 0,2 – 0,3 m. Prepážky sekcií sú tvaru širokého V. Celková dĺžka biokoridoru je 94 m, prekonáva výšku 4,5 m; optimálny prietok je 0,546 – 0,750 m³.s⁻¹, maximálny prietok prevedený cez biokoridor je 1,63 m³.s⁻¹. Vtok do rybovodu je opatrený stavidlom na umožnenie regulácie hĺbky vody. Vonkajší okraj rybovodu je opevnený drôtokamennými matracmi (VIROSTKO et al., 2012). V rámci rybovodu boli sledované vybrané trojice komôrok (č. 2, 3, 4; 8, 9, 10 a 15, 16, 17). Termíny sledovaní rybovodu sa zhodovali so sledovaniami prvej lokality.

Zber a vyhodnotenie údajov

Pri odlovoch bol použitý prenosný motorový elektrický agregát (typ Hans Grassl, ELT60-IIH, 1,3 kW, 300/500 V, 670 Hz). Ryby boli ihneď po ulovení druhovo determinované, zmerané a priamo na lokalite vypustené späť do vody. Merala sa štandardná dĺžka tela (*Standard length* = SL) a zisťovala relatívna početnosť a konštantnosť zastúpených druhov vo vzorkách (HOLČÍK et HENSEL 1972, LOSOS et al. 1984). Triedy dominancie boli vyhodnotené podľa modifikovanej stupnice (MÜHLENBERG, 1993):

- eudominantný druh s relatívnou abundanciou >16 % (2⁴),
- dominantný 8(2³) až 16 %,

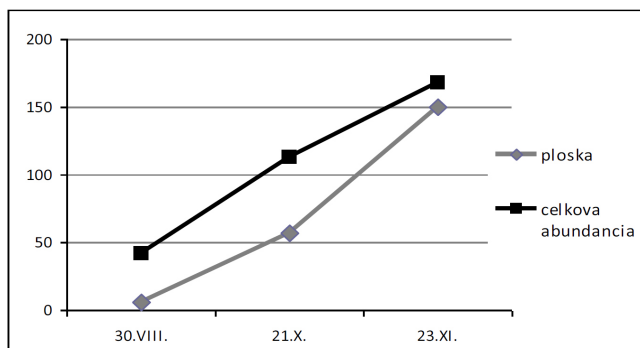
- subdominantný 4 % (2^2) až 8 %,
- recedentný 2 % (2^1) až 4 %,
- subrecedentný 1 % (2^0) až 2 %,
- sporadicky sa vyskytujúci <1 % celkového úlovku.

Jednotlivé druhy boli zaradené do ekologických skupín z hľadiska vzťahu k prúdu (SCHIEMER & WAIDBACHER 1992), potravných preferencií (AARTS & NIENHUIS 2003), vzťahu k reprodukčnému substrátu (BALON, 1975) a migračných nárokov (HOLČÍK, 1998).

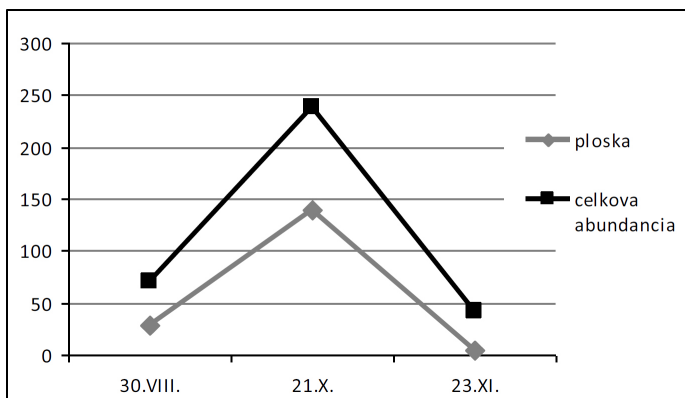
Stupeň ohrozenia druhov bol hodnotený v súlade s anotovaným červeným zoznamom rýb a kruhoústych Slovenska (KOŠČO & HOLČÍK 2008). Status ochrany jednotlivých druhov je v súlade s aktuálne platnou prílohou Vyhlášky MŽP SR č. 579/2008 Z. z., ktorou sa mení Vyhláška MŽP SR č. 24/2003 Z. z.

VÝSLEDKY

Počas nášho výskumu bolo v sledovanom úseku rieky Hron vyšetrených 679 jedincov rýb. V hodnotenej vzorke ichthyofauny na oboch sledovaných lokalitách bolo zaznamenaných 15 druhov (Tabuľka 1). Z hľadiska pôvodu možno všetky zistené druhy považovať za autochtónne. Eudominantnými druhmi boli ploska pásavá (*Alburnoides bipunctatus*) a hrúz škvrnitý (*Gobio gobio*) (Tabuľka 2). Ploska pásavá svojou vysokou početnosťou významne ovplyvňovala celkovú abundanciu ichthyofauny v úseku pod rybovodom i v rybovode (Obrázok 1, 2).



Obrázok 1 Relatívna abundancia plosky pásavej a relatívna abundancia ichthyofauny pod rybovodom počas jednotlivých odlovov



Obrázok 2 Relatívna abundancia plosky pásavej a relatívna abundancia ichtyofauny v rybovode počas jednotlivých odlovov

V úseku pod rybovodom sme zaznamenali celkom 14 druhov rýb (Tabuľka 1, 2). Eudominantné zastúpenie mali ploska pásavá a hrúz škvrnitý (Tabuľka 2). Z hľadiska preferencií k prúdu v úseku pod rybovodom prevažovali početnosťou reofily typu A, pričom zastúpenie eurytopných druhov (vrátane reofilov typu B) bolo vyššie ako v rybovode (Tabuľka 2). Z hľadiska vzťahu k potrave tu prevažovali polyfágne a zoobentofágne druhy. Z hľadiska reprodukcie prevažovala skupina druhov neresiacich sa na otvorenom substráte, v rámci ktorej mali dominantné postavenie litofilné druhy, psamofilné a fytolitofilné druhy. Z hľadiska ohrozenia, väčšina zistených druhov patrí do kategórie menej dotknutých, dva druhy do kategórie takmer ohrozených. Zaznamenaný bol jeden druh národného významu a dva druhy európskeho významu (Tabuľka 1).

V objekte rybovodu sme počas troch návštev zaznamenali celkom 10 druhov rýb (Tabuľka 1). Eudominantné postavenie mala ploska a hrúz škvrnitý, dominantné čerebľa pestrá (*Phoxinus phoxinus*) (Tabuľka 2). Lipeň tymianový (*Thymallus thymallus*) bol zaznamenaný iba v rybovode. Z hľadiska vzťahu k prúdu výrazne prevažovali reofily typu A, kým podiel eurytopných druhov bol nižší ako v úseku pod rybovodom a taktiež ani reofily typu B v rybovode neboli zaznamenané (Tabuľka 2). Vo vzťahu k potrave prevažovali opäť polyfágne a zoobentofágne druhy. Z hľadiska reprodukcie prevažovali podobne ako v úseku pod rybovodom litofilné druhy. Z druhov zistených pod rybovodom sme v rybovode nezaznamenali 5 druhov (Tabuľka 1). Stupeň ohrozenia a status ochrany ichtyofauny rybovodu je zhodnotený v Tabuľke 1.

Tabuľka 1 Prehľad zistených druhov v sledovanom úseku Hrona podľa rôznych autorov¹ a nášho prieskumu

č.	Druh ¹	skratka	F	P	T	C	M	FP	FG	RG
1.	<i>Squalius cephalus</i>	Sq-ce	93,3	AU	LC		SD	Et	Ben/Pis/Phy	Li
2.	<i>Gobio gobio</i>	Go-go	80,0	AU	LC		NM	Re A	Ben/Det	Ps
3.	<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch-na	80,0	AU	NT		LD	Re A	Per/Ben	Li
4.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al-bi	66,7	AU	LC	NV	SD	Re A	Ben/Phy	Li
5.	<i>Barbus barbus</i>	Ba-ba	66,7	AU	LC		SD	Re A	Ben	Li
6.	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le-le	66,7	AU	NT		SD	Re A	Ben/Pla	Pl
7.	<i>Alburnus alburnus</i>	Al-al	60,0	AU	LC		SD	Et	Pla/Ben	Pl
8.	<i>Barbatula barbatula</i>	Bt-bt	60,0	AU	LC		NM	Re A	Ben	Ps
9.	<i>Barbus carpathicus</i>	Ba-ca	46,7	AU	LC	EV	SD	Re A	Ben	Li
10.	<i>Esox lucius</i>	Es-lu	46,7	AU	LC		SD	Et	Pis	Ph
11.	<i>Rutilus rutilus</i>	Ru-ru	46,7	AU	LC		SD	Et	Pla/Ben/Phy	Pl
12.	<i>Vimba vimba</i>	Vi-vi	46,7	AU	NT		LD	Re A	Ben	Li
13.	<i>Carassius gibelio</i>	Ca-gi	40,0	AL		INV	SD	Et	Ben/Phy/Det	Ph
14.	<i>Perca fluviatilis</i>	Pe-fl	40,0	AU	LC		SD	Et	Pla/Ben/Pis	Pl
15.	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph-ph	40,0	AU	LC		NM	Rit	Pla/Ben	Li
16.	<i>Abramis brama</i>	Ab-br	26,7	AU	LC		LD	Re B	Pla/Ben	Pl
17.	<i>Aspius aspius</i>	As-as	26,7	AU	LC	EV	SD	Re B	Pla/Ben/Pis	Li
18.	<i>Cyprinus carpio - kult. forma</i>	Cy-ca	26,7	AL	LC		SD	Et	Ben/Pla/Phy	Ph
19.	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On-my	26,7	AL		INV	SD	Rit	Ben/Pis	Li
20.	<i>Leuciscus idus</i>	Le-id	20,0	AU	NT		SD	Re B	Ben/Pla	Pl
21.	<i>Salmo trutta</i>	Sa-tr	20,0	AU	LC		SD	Rit	Ben/Pis	Li
22.	<i>Silurus glanis</i>	Si-gl	20,0	AU	LC		SD	Re B	Ben/Pis	Ph
23.	<i>Thymallus thymallus</i>	Th-th	20,0	AU	LC		SD	Rit	Ben	Li
24.	<i>Tinca tinca</i>	Ti-ti	20,0	AU	NT		NM	Lim	Ben/Phy/Det	Ph
25.	<i>Anguilla anguilla</i>	An-an	13,3	AL	LC		LD	Kat	Ben/Pis	Pe
26.	<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl-bj	13,3	AU	LC		SD	Re B	Ben/Pla/Phy	Ph
27.	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Ct-id	13,3	AL			LD	Re B	Phy	Pe
28.	<i>Hucho hucho</i>	Hu-hu	13,3	AU	VU	EV	SD	Rit	Pis	Li
29.	<i>Lota lota</i>	Lo-lo	13,3	AU	LC		SD	Re B	Ben/Pis	Li/Pe
30.	<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro-vl	13,3	AU	NT	EV	NM	Re A	Ben/Det	Li
31.	<i>Sander lucioperca</i>	Sa-lu	13,3	AU	LC		LD	Re B	Ben/Pis	Ph
32.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc-er	13,3	AU	LC		SD	Lim	Ben/Phy	Ph
33.	<i>Carassius carassius</i>	Ca-ca	6,7	AU	VU	NV	NM	Lim	Ben/Phy/Det	Ph
34.	<i>Pseudorasbora parva</i>	Ps-pa	6,7	AL		INV	NM	Et	Ben/Pla/Phy/Det	Po
35.	<i>Rhodeus amarus</i>	Rh-am	6,7	AU	LC	EV	NM	Et	Pla/Ben/Phy	Os
36.	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	Ro-ur	6,7	AU	EN	EV	NM	Re A	Ben	Li
37.	<i>Zingel streber</i>	Zi-st	6,7	AU	VU	EV	SD	Re A	Ben	Li

¹ Spracované podľa autorov: ŽITŇAN (1965), SEDLÁR et al. (1983a), SEDLÁR et al. (1983b), SEDLÁR et al. (1985a), SEDLÁR et al. (1985b), CHLÁDECKÝ et al. (2007), MUŽÍK (2007, 2008, 2010, 2011), ŠKOVANOVÁ et al. (2012).

Vysvetlivky: **F** – frekvencia výskytu, **P** – pôvod (AU – autochtónny, AL – alochtónny), **T** – kategória ohrozenia, **C** – status ochrany (NV – druh národného významu, EV – druh európskeho významu, INV – invázny druh), **M** – migrácie (LD – ťahy nad 100km, SD – ťahy do 100km, NM – neťažný). Ekoetologické skupiny: **FP** (*Flow preference*) preferencie k prúdu: Et – eurytop, Lim – limnofil, Re A – reofil typu A, Re B – reofil typu B, Rit – rithral; **FG** (*Feeding guilds*) – potravné skupiny: Det = detritovorný, Ben = zoobentofágny, Pla = zooplanktonofágny, Pis = piscivorný, Phy = fytofágny, Per = perifytofágny; **RG** (*Reproductive guilds*) – reprodukčné skupiny: Li = litofil, Li/Pe = litopelagofil, Os = ostrakofil, Pe = pelagofil, Ph = fytofil, Po = polyfil, Ps = psamofil, Pl = fytolitofil.

Tabuľka 2 Relatívna abundancia (N_i) a dominancia (D_i v %) zistených druhov ichtyofauny v úseku pod rybovodom a v rybovode

druh	pod rybovodom			v rybovode		
	ΣN_i	ΣD_i (%)	Trieda dominancie	ΣN_i	ΣD_i (%)	Trieda dominancie
Al-bi	213	65,14	eudominantný	173	49,15	eudominantný
Go-go	42	12,84	eudominantný	71	20,17	eudominantný
Bt-bt	28	8,56	dominantný	23	6,53	subdominantný
Pe-fl	22	6,73	subdominantný	29	8,24	dominantný
Ph-ph	5	1,53	subrecedentný	50	14,20	dominantný
Ba-ba	4	1,22	subrecedentný	0	0	-
Ro-vl	3	0,92	sporadický	0	0	-
Ba-ca	2	0,61	sporadický	1	0,28	sporadický
Bl-bj	2	0,61	sporadický	0	0	-
Ch-na	2	0,61	sporadický	2	0,57	sporadický
Es-lu	1	0,31	sporadický	0	0	-
Ru-ru	1	0,31	sporadický	1	0,28	sporadický
Sq-ce	1	0,31	sporadický	1	0,28	sporadický
Sa-lu	1	0,31	sporadický	0	0	-
Th-th	0	0	-	1	0,28	sporadický
15 druhov	327	100,00		352	100,00	

DISKUSIA

V sledovanom úseku bol dosiaľ zaznamenaný výskyt 37 druhov rýb (ŽITŇAN 1965, SEDLÁR et al. 1983a,b, SEDLÁR et al. 1985a,b, CHLÁDECKÝ et al. 2007, MUŽÍK 2007, 2008, 2010, 2011, ŠKOVANOVÁ et al. 2012) (Tabuľka 1). Nami zistený počet druhov zodpovedá intenzite a dobe odlovu (Tabuľka 2). Okrem nami zistených druhov boli v rybochode pozorované aj hlavátka podunajská (*Hucho hucho*) a podustva severná (*Chondrostoma nasus*) (obslužný personál MVE *in verb*).

Zreteľný postupný nárast početnosti plosky pásavej v úseku pod rybovodom od konca augusta do konca novembra indikuje, že ploska využíva hlbšiu a dobre okysličenú vodu pri ústí rybovodu ako zimovisko (Obrázok 1). K podobným záverom dospeli i TREER et al., (2006) a BREITENSTEIN & KIRCHHOFFER (2000).

Sledovaný úsek Hrona má charakter podhorskej rieky - prechod medzi zónou hyporitrálu a epipotamálu (LAMPERT & SOMMER 2007, MUŽÍK 2011). Súčasne sa tu vyskytovali reofilné druhy podhorskej zóny (čerebľa, ploska, lipeň, hrúz, mrena, mrenica, slíž) ale i niektoré eurytopné druhy, typické pre nížinnú zónu (kapor, sumec, pleskáč vysoký, karas striebřistý).

Podľa starších údajov sa druhy charakteristické pre nížinnú zónu začínali v Hrone objavovať od Revištského Podzámčia (SEDLÁR et al., 1983b). My sme tieto druhy zistili už aj v nami sledovanom úseku toku, čo môže byť zapríčinené prítomnosťou zdrží, do ktorých boli introdukované rybármi. Tieto zmeny indikujú posun rybích pásiem, čím dochádza k degradácii pôvodných spoločenstiev podhorskej zóny Hrona. Zmeny abiotických podmienok vyvolané budovaním priečných stavieb na toku, aj napriek rehabilitačným opatreniam, vedú aj k zníženiu početnosti a biomasy populácii pôvodných reofilných druhov rýb (MUŽÍK, 2007). Zároveň dochádza i k rozširovaniu nešpecializovaných euryekných druhov (ostriež, plotica, karas striebřistý), ktoré úspešne kolonizujú takto degradované biotopy (CAMBARRAY, 2003, KOVÁČ et al., 2007, KOŠČO et al., 2010).

POĎAKOVANIE

Práca vznikla vďaka finančnej podpore projektu VEGA 1/0847/13. Ďakujeme Bc. L. Hrivniakovi a Bc. M. Skurkovi za pomoc v teréne, taktiež prevádzkovateľovi MVE za sprístupnenie sledovaných objektov, pomoc v teréne a poskytnutie cenných informácií o ichtyofaune.

LITERATÚRA

- AARTS, B. G. W. – NIENHUIS, P. H. 2003. Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 500: 157 – 178.
- BALON, E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32: 821 – 864.
- BARUŠ, V. – OLIVA, O. (eds.). 1995. Mihulovci – Petromyzontes a ryby – Osteichthyes. Fauna ČR a SR, vol. 28/2. Academia, Praha, 698 pp.
- BREITENSTEIN, M. E. – KIRCHHOFFER, A. 2000. Growth, age structure and species association of the cyprinid *Alburnoides bipunctatus* in the River Aare, Switzerland. *Folia Zool.* 49: 59 – 68.
- CAMBARRAY, J. A. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Aquatic Biodiversity*, Volume 171: 217-230.
- ČERNÝ, J. – COPP, G. H. – KOVÁČ, V. – GOZLAN, R. – VILIZZI, L. 2003. Initial impact of the Gabčíkovo hydroelectric scheme on the species richness and composition of 0+ fish assemblages in the Slovak flood plain, river Danube. *River Res. Applic.* 19: 749 – 766.

- GOSSET, C. – RIVES, J. – LABONNE, J. 2006. Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish* 15: 247 – 254.
- HAN, M. – FUKUSHIMA, M. – KAMEYAMA, S. – FUKUSHIMA, T. – MATSUSHITA, B. 2008. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. *Ecol. Res.* (2008) 23: 735 – 743.
- HENSEL, K. – MUŽÍK, V. 2001. Červený (ekosozologický) zoznam mihúľ (Petromyzontes) a rýb (Osteichthyes) Slovenska. In: BALÁŽ, D., MARHOLD, K., URBAN, P. (eds.), Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. *Ochrana prírody*, 20, Suppl.: 143-145.
- HOLČÍK, J. 1998. Ichtyológia. *Príroda*, Bratislava, 310 pp.
- HOLČÍK, J. – HENSEL, K. 1972. Ichtyologická príručka. *Obzor*, Bratislava, 220 pp.
- HOLČÍK, J. – STRÁNAI, I. – ZONTÁG, M. – HENSEL, K. 2000. Ryby, rybárstvo a plánovaná výstavba sústavy MVE na Váhu nad Kľačanmi. *Ochrana prírody*, Banská Bystrica, 18: 161 – 184.
- CHLÁDECKÝ, B. – BELEŠ, P. – KRAJČ, T. 2007. Inventarizačný výskum ichtyofauny pre Čiastkový monitorovací systém Biota za účelom monitoringu vplyvu kormorána veľkého (*Phalacrocorax carbo*). *Správa*, Slovenský rybársky zväz, Žilina.
- KEMP, P. S. – O'HANLEY, J. R. 2010. Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 297 – 322.
- KOŠČO, J. – LUSK, S. – PEKÁRIK, L. – KOŠUTHOVÁ, L. – KOŠUTH, P. 2008. The occurrence and status of species of the genera *Cobitis*, *Sabenejewia*, and *Misgurnus* in Slovakia. *Folia Zool.*, 57(1-2): 26-34.
- KOŠČO, J. – KOŠUTHOVÁ, L. – KOŠUTH, P. – PEKÁRIK, L. 2010. Non-native fish species in Slovak waters: origins and present status. *Biologia*, 65/6: 1057-1063.
- KOŠČO, J. – HOLČÍK, J. 2008. Anotovaný červený zoznam mihúľ a rýb Slovenska – Verzia 2007. *Biodiverzita ichtyofauny ČR (VIII)*: 119 – 132.
- KOVÁČ, V. – HENSEL, K. – ČERNÝ, J. – KAUTMAN, J. – KOŠČO, J. 2007. Invázne druhy rýb v povodiach Slovenska – aktualizovaný zoznam 2006. *Chránené územia Slovenska*, 73.
- KUX Z. – WEISZ T. 1960. Příspěvek k poznání ichtyofauny Dunajce, Popradu, Váhu a Hronu. *Acta Musei Moraviae, Časopis Moravského múzea*, roč. XLV. 203-240.
- LAMPERT, W. – SOMMER, U. 2007. *Limnoecology. The Ecology of Lakes and Streams*. 2nd edn. Oxford University Press. 324 pp.
- LOSOS, B. – GULIČKA, J. – LELLÁK, J. – PELIKÁN, J. 1984. *Ekologie živočíchů*. SPN Praha, 320 pp.
- MOSER, M. L. – OCKER, P. A. – STUEHRENBERG, L. C. – BJORN T. C. 2002. Passage Efficiency of Adult Pacific Lampreys at Hydropower Dams on the Lower Columbia River, USA. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 956 – 965.
- MUŽÍK, V. 2007. Revitalizácia rieky Hron. Záverečná správa za rok 2005-2006; http://www.rbybb.sk/dokumenty/2007/Revitalizacia_Hron_2007end.pdf
- MUŽÍK, V. 2008. Výsledky ichtyologického výskumu povrchových tokov Slovenska pre potreby implementácie RSV. SAŽP, Centrum rozvoja environmentalistiky, Banská Bystrica.

- MUŽÍK, V. 2010. Súhrnná správa o ichtyologických pomeroch rieky Hron v záujmovom území navrhovanej MVE Budča. Banská Bystrica.
- MUŽÍK, V. 2011. Ichtyologická štúdia rieky Hron pre potreby povolovacích konaní vodného diela „MVE Jalná“. Banská Bystrica.
- MÜHLENBERG, M. 1993. Freilandökologie, 3rd edn. Heidelberg Wiesbaden: UTB Quelle & Meyer.
- SEDLÁR, J. – STRÁŇAI, I. – MAKARA, A. 1983a. Súčasný stav zarybnenia povodia Hrona. I. Druhové zloženie obsádky horskej a podhorskej zóny Hrona. Poľnohospodárstvo, Nitra, ročník 29, č. 6: 515 – 524.
- SEDLÁR, J. – STRÁŇAI, I. – MAKARA, A. 1983b. Súčasný stav zarybnenia povodia Hrona. I. Druhové zloženie obsádky nížinnej zóny Hrona. Poľnohospodárstvo, Nitra, ročník 29, č. 7: 619 – 627.
- SEDLÁR, J. – STRÁŇAI, I. – MAKARA, A. 1985a. Súčasný stav zarybnenia povodia Hrona. V. Vek a lineárny rast produkčne rozhodujúcich druhov rýb povodia Hrona. Poľnohospodárstvo, ročník 31, č. 2: 133 – 144.
- SEDLÁR, J. – STRÁŇAI, I. – MAKARA, A. 1985b. Súčasný stav zarybnenia povodia Hrona. Poľnohospodárstvo, ročník 31, č. 3: 249 – 257.
- SCHIEMER, F. – WAIDBACHER, H. 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: Boon, P. J. – Calow, P. – Petts, G. E. (eds), River Conservation and Management. Wiley, Chichester: 363 – 382.
- TREER, T. – PIRIA, M. – ANIČIĆ, I. – SAFNER, R. – TOMLIJANOVIĆ, T. 2006. Diet and growth of spirilin, *Alburnoides bipunctatus* in the barbel zone of the Sava River. Folia Zool. – 55(1): 97–106.
- VIROSTKO, J. – JANČI, T. – JANÍK, M. 2012. MVE Hronská Dúbrava a Stará Lubovňa. Inžinierske stavby, 06/2012.
- ŠKOVRAŇOVÁ, L. – KOŠČO, J. – KUTSOKON, I. – PEKÁRIK, L. – KOŠUTH, P. – KOČIŠOVÁ, J. 2012. Contribution to the Ichthyofauna of middle and lower Hron river. Natura Carpatica, 53: 85 – 98.
- ŽITŇAN, R. 1965. Monogenoidea of fishes in the River Hron. Helminthologia, VI (1): 40 – 48.

ALIEN FISH SPECIES IN THE LAKES OF UZHGOROD CITY (TRANSCARPATIA, UKRAINE)

Myroslav MARKOVYCH¹ – Yuliya KUTSOKON^{2*}

ABSTRACT

We describe the distribution of alien fish species in lakes in Uzhhorod (Ukraine) located in six points of the city. Overall we found 10 native and six alien species: Prussian carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846), black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1812), brown bullhead *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819), pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), Chinese sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. For two advent species, morphological features were assessed. The most frequently encountered species in the studied lakes is Prussian carp, in all six points, least frequently – black bullhead, only at two points. On the other hand, the greatest diversity of alien species is in Lakes of Bozdoksky Park and Black Lakes (present all 6 species) and the lowest was at pond near Trudova st. (only one species).

KEY WORDS

Uzhhorod city, alien fishes, morphological features, lakes, Transcarpathia

INTRODUCTION

Transcarpathia is a very special region of Ukraine, separated from the rest of territory by Carpathian Mountains. Its waters belong to the basin of the Danube. There are several endemic species of the Danube River Basin such as vairone *Telestes souffia* (Risso, 1827), danubian longbarbel gudgeon *Romanogobio uranoscopus* (Agassiz, 1828), huchen *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758). The recent spread of alien fish species, however, may negatively affect them. Composition of alien fish species of Transcarpathia is more similar to other countries of the Danube basin than to other

¹ Myroslav Markovych

Uzhhorod National University, Biological faculty, vul. A. Voloshyna, 32, Uzhhorod
88000 Ukraine,
klaft-s@yandex.ru

² *Yuliya Kutsokon

I. I. Schmalhausen Institute of Zoology NAS of Ukraine, Vul. B. Khmelnytskogo, 15,
Kyiv 01601 Ukraine,
carassius1@ukr.net

regions of Ukraine. Currently alien component of fish population of the observed lakes consists of 6 species: Prussian carp *Carassius gibelio* (Bloch, 1782), topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846), black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1812), brown bullhead *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819), pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), Chinese sleeper *Perccottus glenii* (Dybowski, 1877).

Prussian carp is usual for the lowland part of Transcarpathia. This species is found in almost every lake, river or channel including all studied lakes of Uzhhorod city. Its recent distribution in the Transcarpathia is unknown. Species was not included in the species list of Koljushed (1949), later the species was evaluated as present (Tatarynov, 1973). Prussian carp is also widespread in Ukraine; somewhere the alien status of this species is questionable.

Topmouth gudgeon is a small cyprinid fish (*Cyprinidae*), native for Eastern Asia. It is a little similar to youth of grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844). That is why this species was accidentally introduced to the many waters of Eurasia including Ukraine, where it conducted naturalization of herbivorous fish from Eastern Asia especially from River Amur basin (KARABANOV et al., 2010). At first this species was found in the rivers' Danube and Dniester basins, then in the lower parts of the rivers Danube and Dnieper (MOVCHAN, KOZLOV, 1978; MOVCHAN, SMIRNOV, 1981). For the Transcarpathia topmouth gudgeon was specified in the publications of MOVCHAN (2000) and KOSCO et al. (2004).

Bullheads of *Ameiurus* genus are common in lowland, also found in the sub-mountain lakes. Brown bullhead was firstly introduced in 1954, since 1980-s and up to now this fish has been widely distributed in suitable habitats (small reservoirs, former riverbeds, ponds) (MOVCHAN, 1988). Black bullhead was for the first time found in the Transcarpathia (and in Ukraine generally) near Slovakian boundary (KOSCO et al., 2004). It should be noted here, that identification of these two species is difficult and in general today it is unknown how both species are distributed in Transcarpathia. In addition, we can expect the displacement of brown bullhead by black bullhead, similar processes occur in adjacent areas (NOWAK et al., 2008).

Pumpkinseed, according to the data of Pavlov and Bilko (1962) came to Europe as an aquarium fish around the end of XVIII century firstly to France, then to Germany. From ponds this species got to the rivers Rhine, Oder, Danube. It was known from 1914 – 1918 in Romania and from there it got to the Transcarpathia. Now this species is common in the lowland part of the region (KOSCO et al., 2004; MOVCHAN, 2000).

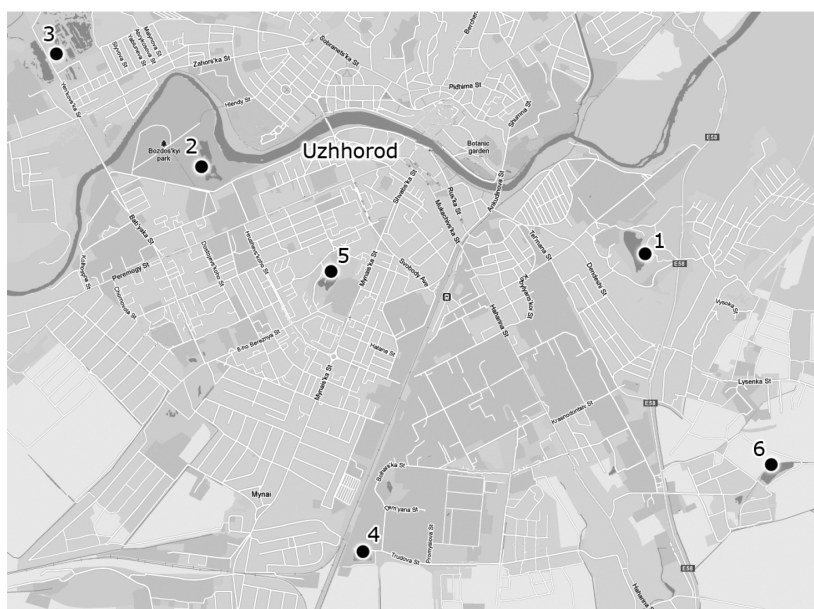
Native range of the Chinese sleeper is in Eastern Asia. First findings of this species in Ukraine was in the river Vyshnya from Vistula basin at 23. 06. 1988 (MOVCHAN, 1989). In Transcarpathia this species was found in the lake from of River Latorica basin and near Chop town at 1999 (KOZUB, SYVOHOP, 2000). For example, in the lakes near Chop, Batove and Mukacheve this species was absent in 1996 but present and numerous since 2000 (LITVINCHUK, BORKIN, 2002). Currently Chinese sleeper population in Transcarpathia is quite numerous.

The fishes in Uzhhorod are relatively better studied in the River Uzh, less so in lakes (Vladykov, 1926; Vlasova, 1956; Turjanyn, 1982; Lugovoj, Kovalchuk, 2000). That is why our attention was attracted to the spread of the introduced species in lakes and

ponds of Uzhhorod, the capital of Transcarpathian region in Ukraine and center of spread of advent fish species.

MATERIAL AND METHODS

Research was conducted in the period from 2008 to 2011, from spring to autumn. Results were examined for 6 places in Uzhhorod: 1. Radvanka granite Quarry Pond (48°36'45.62''N 22°19'31.49''E); 2. Lakes in the Bozdoksky Park (48°37'07.82'' N 22°16'17.86'' E); 3. Black lakes (48°37'41.86''N 22°14'59.44''E); 4. Pond near Trudova street (48°58'68''N 22°28'98''E); 5. Pond near brick factory (48°60'97''N 22°28'65''E); 6. Pond near Central clothing market (48°59'37''N 22°34'27''E). The number of points for each species in percentage is presented as frequency of occurrence (F).



Sites of sampling 1. Radvanka granite Quarry Pond; 2. Lakes in the Bozdoksky park; 3. Black lakes; 4. Pond near Trudova street; 5. Pond near brick factory; 6. Pond near Central clothing market

Fish were caught by fishing rod, creel and other amateur gear. We also examined other anglers' catch. For morphological studies some specimens were fixed in 4% formaldehyde solution. Total analyzed 2 000 specimens.

Morphological analysis was performed according to the recommendations suggested in The Fauna of Ukraine (SCHERBUHA, 1981, MOVCHAN, SMIRNOV, 1982) for two species: topmouth gudgeon (15 specimens) and pumpkinseed (15 specimens). Meristic characters: number of rays in the dorsal fin – D; in anal fin – A; in caudal fin – C;

number of transverse rows of scales – Squ. ; number of scales in the lateral line – l.l. ; number of scales above the lateral line – Squ. 1; number of scales under the lateral line – Squ. 2. Plastic characters: standard length of the body (distance from the snout tip to the end of scale cover or to beginning of the caudal fin) – l; greatest body depth – H; smallest body depth – h; maximum body thickness – iH; antedorsal distance – aD; postdorsal distance – pD; antepetral distance – aP; anteventral distance – aV; anteanal distance – aA; pectroventral distance – PV; ventroanal distance – VA; caudal peduncle length – pl; length of dorsal fin base – lD; dorsal fin depth – hD; length of subcaudal fin base – lA; subcaudal fin depth – hA; length of pectoral fins – lP; length of ventral fins – lV; length of upper lobe of the caudal fin – lC1; length of lower lobe of the caudal fin – lC2; head length – lc; snout length – lr; eye diameter – do; postorbital distance – po; forehead width – io; head depth through middle of eye – hc1; head depth at occiput – hc; upper jaw length – mx; lower jaw length – mn. The following statistical parameters were used: arithmetic mean – M; standard error – m; maximum and minimum value – lim; in comparison of two samples the Student's t-test (t) was used; significance of differences – P.

$$t = \frac{|M_1 - M_2|}{\sqrt{\frac{\sigma_1^2}{N_1} + \frac{\sigma_2^2}{N_2}}}$$

For statistical analyses was used Microsoft Office Excel 97-2003. Our morphological data we compared with similar literature data, for lakes of Lower Danube, Ukrainian part (MOVCHAN & KOZLOV, 1978) and for a lake of River Ros basin, Middle Dnieper basin (KUTSOKON, 2007) for topmouth gudgeon and from lakes of Lower Danube, Ukrainian part (PAVLOV & BILKO, 1962) for pumpkinseed.

RESULTS

We found advent piscine species in all of the studied lakes. Brief descriptions are given below.

Radvanka granite Quarry Pond is an artificial lake in place of the stone quarry. It is deep - near 20 meters, with bottom of large stone boulders. Water clarity is high. The lake is poor in phytoplankton and zooplankton. Despite this, there are fish species like pike *Esox lucius* Linnaeus, 1758, chub *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), roach *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), European catfish *Silurus glanis* Linnaeus, 1758, sun bleak *Leucaspisus delineatus* (Heckel, 1843), perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758. Of alien species, there are Prussian carp, topmouth gudgeon, brown bullhead, pumpkinseed, Chinese sleeper.

Lakes in the Bozdoksky Park are two very silted lakes that make up the floodplain of the river Uzh, mostly disconnected from the river. The average depth is about 30

– 50 cm, sometimes up to 1 m. The water clarity is low; water's well warmed at summer. There is a lot of phytoplankton and zooplankton. Frequent algal blooms can lead to suffocation of fish population. Rain and soil waters recharge the lakes, so the seasonal fluctuations in water level can reach 50 cm. Here live all of the biotic species such as bitterling *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), roach, sun bleak. Alien fishes are Prussian carp, topmouth gudgeon, black bullhead, brown bullhead, pumpkinseed. Black Lakes are closed lakes, highly polluted with organic matter and other agents. Waterworks is located nearby. Sometimes floodwater from the station enters lakes. Algal blooms are typically frequent. Black lakes are rich in phytoplankton and zooplankton. Water clarity is moderate, depending on weather conditions. On the territory of lakes marsh biotope has formed. There are many ducks, coots and other water birds. In the Lakes are rudd *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), bitterling, sun bleak, roach, pike, perch and perhaps other fish species. Alien fishes are Prussian carp, topmouth gudgeon, black bullhead, brown bullhead, pumpkinseed, Chinese sleeper.

Pond near Trudova Street was established as a firefighting water reservoir. The bottom is made of concrete slabs, covered with a thin layer of silt. Aquatic vegetation is poorly developed, the water is clear. Pond is filled by rainwater. We found here bitterling, sun bleak and Prussian carp only.

Pond near brick factory is a former brick quarry. Water is fairly clear. Bottom is mud. It is filled by three streams. Pond has a lot of aquatic vegetation, including a lot of cattails (*Typha* sp.). There are amphibians, reptiles, many aquatic birds and well-developed plankton and benthos.

Of native fishes we found pike, stone loach *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758), bitterling, roach, sun bleak, perch. Alien species are Prussian carp, topmouth gudgeon, brown bullhead, pumpkinseed, Chinese sleeper.

Pond near Central clothing market has muddy bottom. Water clarity is low. A flowing stream feeds the pond. There are many aquatic plants, phytoplankton and zooplankton. Sun bleak, chub, perch, ruffe *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) and rudd are the native fish species present. Alien fishes are Prussian carp, topmouth gudgeon, brown bullhead and pumpkinseed.

Fish species composition of the studied lakes is presented in Table 1.

Table 1 Fishes of the lakes of Uzhhorod city

Lakes							
Species	Radvanka granite Quarry Pond	Lakes in the Bozdosky park	Black lakes	Pond near Trudova street	Pond near brick factory	Pond near Central clothing market	F, %
Native species							
<i>Rhodeus amarus</i>	-	+	+	+	+	?	66,7
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	?	+	?	66,7

<i>Leucaspis delineates</i>	+	+	+	+	+	+	100,0
<i>Squalius cephalus</i>	+	-	?	-	?	+	33,3
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	-	-	+	-	-	+	33,3
<i>Barbatula barbatula</i>	?	?	?	?	+	?	16,7
<i>Silurus glanis</i>	+	-	-	-	-	-	16,7
<i>Esox lucius</i>	+	-	+	-	+	?	50,0
<i>Perca fluviatilis</i>	+	-	+	-	+	+	66,7
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	-	-	-	-	-	+	16,7
Alien species							
<i>Carassius gibelio</i>	+	+	+	+	+	+	100,0
<i>Pseudorasbora parva</i>	+	+	+	-	+	+	83,3
<i>Ameiurus nebulosus</i>	+	+	+	-	+	+	83,3
<i>Ameiurus melas</i>	-	+	+	-	-	?	33,3
<i>Lepomis gibbosus</i>	+	+	+	-	+	+	83,3
<i>Perccottus glenii</i>	+	+	+	-	+	?	66,7
Total	11	9	12	3	10	9	16 sp.

For the two alien species - topmouth gudgeon and pumpkinseed - we analyzed morphological features.

We measured 15 specimens of topmouth gudgeon from one of the Black Lakes. Our results we compared with similar literature data. The results are given in the Tables 2 and 3. Weight of the specimens are $7,81 \pm 0,47$ g.

Table 2 Features of the topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (see “Materials and methods” for details)

Feature	1. Black Lakes (n=15)		2. Danube, Ukrainian part (Movchan, Kozlov, 1978) (n=27)		3. Lake on River Ros, Bila Tserkva city, Dnieper basin (Kutsokon, 2007) (n=25)		Student's t-test			
	M	±m	M	±m	M	±m	t 1-2	P	t 1-3	P
l, cm	7,09	0,15	6,32	0,10	6,85	0,17	4,27	0,001	1,08	
% of the l										
H	27,00	0,31	25,99	0,35	22,92	0,25	2,17	0,05	10,02	0,001
h	12,26	0,16	12,26	0,16	9,91	0,16	0,02		10,04	0,001
iH	13,48	0,30	14,33	0,22	11,16	0,15	2,27	0,05	6,89	0,001

aD	49,66	0,39	48,55	0,28	50,34	0,22	2,32	0,05	1,53	
pD	39,16	0,56	41,59	0,31	39,74	0,19	3,82	0,001	0,99	
aP	27,63	0,45			24,95	0,14			5,67	0,001
aV	50,20	0,60	48,03	0,29	48,06	0,31	3,26	0,01	3,18	0,01
aA	70,86	0,66	68,88	0,32	68,79	0,35	2,72	0,02	2,78	0,02
pl	23,17	0,51	23,59	0,25	22,77	0,25	0,73		0,71	
PV	24,98	0,40	23,07	0,23	23,51	0,29	4,10	0,001	2,93	0,01
VA	22,69	0,52	22,66	0,21	22,35	0,27	0,06		0,58	
ID	12,84	0,26	13,44	0,22	12,73	0,26	1,76	0,1	0,28	
hD	23,61	0,43	22,81	0,24	21,46	0,28	1,63		4,19	0,001
IA	8,29	0,26	9,03	0,12	9,21	0,19	2,62	0,02	2,91	0,01
hA	15,70	0,29	14,9	0,23	15,75	0,24	2,17	0,05	0,15	
IP	17,11	0,37	17,29	0,22	16,25	0,18	0,41		2,08	0,05
IV	17,82	0,26	17,43	0,24	17,25	0,22	1,09		1,66	
IC ₁	22,25	0,42	25,33	0,3	21,21	0,26	5,97	0,001	2,11	0,05
IC ₂	22,49	0,50	25,28	0,27	21,83	0,23	4,92	0,001	1,19	
lc	24,92	0,33	25,44	0,26	21,79	0,15	1,23		8,67	0,001
			% of the lc							
lr	35,55	0,59	30,69	0,32	30,5	0,49	7,22	0,001	6,57	0,001
do	19,10	0,43	22,71	0,49	21,95	0,39	5,54	0,001	4,92	0,001
po	43,30	0,64	46,41	0,44	44,81	0,39	3,98	0,001	1,98	0,1
io	38,79	0,84	40,19	0,5	40,85	0,62	1,44		1,98	0,1
hc ₁	50,58	1,17	42,86	0,73	48,77	0,65	5,58	0,001	1,35	
hc	68,53	0,84	67,19	0,76	71,52	0,73	1,19		2,69	0,02
mx	23,12	0,90	20,45	0,44	21,75	0,56	2,66	0,02	1,29	
mm	28,29	0,76	25,17	0,38	27,06	0,48	3,67	0,01	1,30	

Table 3 Features of the topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*, meristic (see “Materials and methods” for details)

Feature	1. Black Lakes (n=15)		2. Danube, Ukrainian part (Movchan, Kozlov, 1978) (n=27)		3. Lake on River Ros, Bila Tserkva city, Dnieper basin (Kutsokon, 2007) (n=25)		Student's t-test			
	M	±m	M	±m	M	±m	t 1-2	P	t 1-3	P
l. l.	35,47	0,27	33,61	0,37	35,76	0,22	4,03	0,001	0,84	
Squ. 1	4,93	0,12	5	0	5,48	0,10	0,56		3,50	0,01
Squ. 2	3,27	0,12	3,77	0,08	3,80	0,08	3,53	0,01	3,71	0,01
D	7,27	0,12	7,04	0,04	7,36	0,09	1,82	0,1	0,61	
A	6,33	0,13	6	0	5,96	0,09	2,65	0,02	2,40	0,05
P	14,33	0,23	11,64	0,06	11,92	0,11	11,23	0,001	9,32	0,001
V	7	0	7	0	7,04	0,04	-		1,00	

Also we measured 15 specimens of pumpkinseed from Radvanka granite Quarry Pond in Uzhhorod. Our data we compared with features of pumpkinseed from lakes of Lower Danube, Ukrainian part (PAVLOV, BILKO, 1962). Data are presented in the Table 4.

Table 4 Features of the pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (see “Materials and methods” for details)

Feature	Radvanka granite quarry pond, n=15			Danube, Ukrainian part, n=17 (Pavlov, Bilko, 1962)		Student's t-test	
	M	m	lim	M	m	t	P
l, cm	6,49	0,17	5,72-7,69	5,17	0,40	3,04	0,01
% of the l							
H	41,11	0,58	37,83 – 44,27	43,3	0,53	2,79	0,02
h	13,51	0,24	11,89 – 14,97	13,49	0,26	0,05	
aD	41,60	0,54	37,36 – 44,17	42,74	0,32	1,83	0,1
pD	19,61	0,33	17,71 – 22,66	21,24	0,41	3,10	0,01
aP	37,91	0,57	32,59 – 40,58				
aV	46,46	0,74	39,72 – 49,64	42,24	0,54	4,60	0,001
aA	64,53	1,10	53,67 – 69,92	63,17	0,30	1,20	
pl	19,91	0,28	18,33 – 22,38	18,80	0,27	2,87	0,01
PV	14,36	0,32	12,34 – 16,20	14,55	0,19	0,51	
VA	22,42	0,37	19,56 – 24,49	23,55	0,30	2,37	0,05
lD	43,77	0,47	39,69 – 47,13	44,79	0,64	1,28	
hD	18,63	0,49	16,12 – 22,34	15,18	0,33	5,81	0,001
lA	20,21	0,19	18,33 – 21,39	20,19	0,41	0,05	
hA	19,74	0,42	16,75 – 22,78	20,42	0,30	1,30	
lP	27,88	0,37	25,74 – 30,37	29,80	0,44	3,32	0,01
lV	23,40	0,57	18,62 – 26,61	23,24	0,31	0,25	
lC ₁	26,03	0,55	19,72 – 28,50	26,74	0,25	1,17	
lC ₂	26,20	0,42	22,07 – 28,18	27,05	0,41	1,46	
lc	35,25	0,46	31,92 – 38,54	34,55	0,43	1,11	
% of the lc							
lr	29,70	0,49	25,00 – 32,50	28,05	0,67	1,98	0,1
do	27,68	0,52	23,21 – 31,02	26,55	0,61	1,41	
po	44,21	0,73	38,86 – 49,29	47,74	0,44	4,13	0,001
hc	89,87	0,72	85,92 – 94,84				
mx	31,01	0,42	28,03 – 33,57	28,61	0,43	4,00	0,001
mn	39,58	0,62	34,60 – 42,25	36,29	0,96	2,89	0,01

Meristics for fishes from Uzhhorod: scales in lateral line $35,87 \pm 0,38$ mode 35, scales in lateral series $34,93 \pm 0,47$ mode 35, dorsal fin spines $9,93 \pm 0,12$ mode 10 and rays $11,53 \pm 0,13$ mode 12, anal fin rays $10,40 \pm 0,29$ mode 10, pectoral fin rays $13,87 \pm 0,22$ mode 14, pelvic fin rays $5,40 \pm 0,13$ mode 5, caudal fin rays $16,20 \pm 0,17$ mode 16. Weight (g) $9,14 \pm 0,92$.

DISCUSSION

The studied lakes are under great anthropogenic pressure, due to recreation, clogging and infiltration of wastewater. That is why native ichthyofauna is often depressed, some species fall out of its composition which in turn facilitates the penetration and successful naturalization for alien species, less demanding of environmental conditions. For example, black bullhead, which is spreading in a lot of countries to the west of Ukraine and isn't found anywhere else in Ukraine. In distribution of non-native species, important role is played by large cities with extensive aquarium and amateur fishing.

Summarizing, we can draw the following next conclusion. The lakes of Uzhhorod city are very different and therefore its fish population are also quite different. There are lakes with wide diversity of species (Black Lakes, Pond near brick factory), and with low fish diversity (Pond near Trudova Street). We found 16 species of fish in the investigated lakes in total. Because of specificity and selectivity of fishing gear, we can't claim that this is the complete list of species but it's at least the major part of it. Alien species are widely spread in the lakes of Uzhhorod city, especially Prussian carp, which is presented in all the studied lakes, slightly less represented are topmouth gudgeon, pumpkinseed and brown bullhead, found in the five points; Chinese sleeper is present in four points and black bullhead in two only.

For the observed samples of topmouth gudgeon, we found 8-9 features that differ with highest reliability, including body length in one case. Thus, we can assume that a large variability of plastic features are linked to the bounding variability, but generally with a variety of environmental conditions as well. Overall, this species is very variable in body proportions; this is already mentioned in previous publications (KUTSOKON, 2007; ZAHORSKA et al., 2009; KARABANOV et al., 2010). So, meristic features of topmouth gudgeon from different parts of Ukraine are likewise variable. Most variability is in number of pectoral fin rays; the numbers of rays in anal, dorsal and pelvic fins are more stable.

But only four features vary with the highest reliability in the two samples of pumpkinseed. Maybe this is associated with similar environmental conditions, but most likely it indicates a low variability of plastic features of this species. It would be interesting to compare more samples from Ukraine and from other areas to test this conclusion.

REFERENCES

- KARABANOV, D. P. – KODUHOVA, YU. V. – KUTSOKON, YU. K. 2010. Invasive range of stone moroko *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846) at inland water of Eurasia. Vestnik Zoologii, 2: 115 – 124.
- KOLJUSHEV, I. I. 1949. Short guide of the fishes of Transcarpathian region of URSR. Uzhhorod: 45 pp.

- KOSCO, J. – BALAZS, P. – IVANEC, O. – KOVALCHUK, A. – MANKO, P. – TEREK, J. 2004. Príspevok k poznaniu rýb tokov Zakarpatskej oblasti Ukrajiny. Acta Facultatis Studiorum Humanitatis et Naturae Universitatis Prešovensis. Prirodne vedy XL: 138-152.
- KOZUB, I. I. – SYVOHOP, Y. M. 2000. Chinese sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski) – new species of fish of Transcarpathia. Scientific bulletin of Uzhhorod National University, Biology, 7: 150.
- KUTSOKON, Y. K. 2007. The current status of ichthyofauna in River Ros' basin. Abstract of thesis on PhD degree. Kyiv: Institute of fish industry UAAS: 23 pp.
- LITVINCHUK, S. N. – BORKIN, L. Y. 2002. Distribution, ecology and conservation status of *Triturus dobrogicus* (Amphibia, Salamandridae) in the Ukraine and Moldavia. Vestnik Zoologii, 3: 35 – 44.
- LUGOVOJ, A. E. – KOVALCHUK, A. A. 2000. Rare fauna of Transcarpathia. Uzhhorod, Lira: 121 pp.
- MOVCHAN, YU. V. 1988. Fauna Ukrainy. Vol. 8. Fishes, part 3. Kyiv, Naukova dumka: 368 pp.
- MOVCHAN, YU. V. 1989. First find of Chinese sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Pisces, Eleotridae) in the waters of Ukraine. Vestnik Zoologii, 5: 87.
- MOVCHAN, YU. V. 2000. Current species composition of jawless and fishes of the River Tisa basin in the Ukrainian part. Voprosy Ichthyologii, 40, 1: 121 – 123.
- MOVCHAN, YU. V. – KOZLOV, V. I. 1978. Morphological characteristics and certain features of the ecology of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva* (Schlegel)) in waters in Ukraine. Hydrobiologicheskij zhurnal, 14, 5: 42 – 48.
- MOVCHAN, YU. V. – SMIRNOV, A. I. 1981. Fauna Ukrainy. Vol. 8. Fishes, part 2. 1. Kyiv, Naukova dumka: 428 pp.
- NOWAK, M. – KOSCO, J. – POPEK, W. 2008. Distribution and history of spreading of the black bullhead *Ameiurus melas* (Ictaluridae) in Europe. In: Managing alien species for sustainable development aquaculture and fisheries – Book of abstracts, International conference. University of Florence, Italy: 98.
- PAVLOV, P. Y. – BILKO, V. P. 1962. Pumpkinseed in the Danube lakes. Reports of the AS USSR, 11: 1514 – 1516.
- SCHERBUHA, A. YA. 1982. Fauna Ukrainy. Vol. 8. Fishes, part 4. Kyiv, Naukova dumka: 381 pp.
- TATARYNOV, K. A. 1973. Fauna of vertebrates of the West Ukraine. Lviv: 257 pp.
- TURJANYN, I. I. 1982. Fishes of the Carpathian waters. Uzhhorod, Karpaty: 144 pp.
- VLADYKOV, V. 1926. Fishes of Podcarpathian Rus. Uzhhorod: 145 pp.
- VLASOVA, E. K. 1956. Materials on the fish fauna of Transcarpathia. Scientific notes of Uzhhorod State University, XVI: 38.
- ZAHORSKA, E. – KOVAC, V. – FALKA, I. – BEYER, K. – KATINA, S. – COPP, G. H. – GOZLAN, R. E. 2009. Morphological variability of the Asiatic cyprinid, topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*, in its introduced European range. J. Fish Biol., 74: 167–185.

**FAUNA PSEUDOKRASOVEJ PRIEPASTI MORSKÉ OKO
V TORNALI (ŠAFÁRIKOVÓ)**

**FAUNA OF PSEUDO-KARST GULF OF MORSKÉ OKO (SEA EYE)
IN TORNAL (ŠAFARIKOVÓ)**

Jozef TEREK¹

ABSTRACT

In pseudo-karst gulf of Morské oko (Sea eye) we are confirmed previos dates about physical and chemical features. From network of zooplankton we determined in general: 23 taxons of Rotatoria, 8 Copepoda, 7 Cladocera + four other taxons of evetbrates. Macrozoobentos represented 14 taxons which belong to different units. Examination also confirmed the presence of four fish species. Presence of other species is assumed considering the good ecological conditions in upper part of gulf.

KEY WORDS

fauna, pseudokrast gulf, physical and chemical properties, zooplankton, zoobentos

Úvod

Študovaná lokalita leží v Rimavskej kotline, v priestore mesta Tornaľa (Šafárikovo), časti Králik v nadmorskej výške 173 m. Miestnymi obyvateľmi je nazývaná ako Morské oko (Meleg víz) alebo Teplá voda (Tengerszem). Prvé údaje pochádzajú od ORVANA (1960, 1964, 1973), kde o. i. sa zmieňuje aj o chemizme, pôvode, geológii atď. Prvé speleopotápačske prieskumy boli uskutočnené v roku 1976 a 1979 (SASVÁRI, 1999) skupinou Aquaspel (T. Sasvári, J. Terek, V. Manica a J. Štefko). Predmetnú krasovú oblasť GAÁL (1987) zaraďuje v rámci krasu gemerských terás do pokrytého krasu Rimavskej kotliny. Uvádza, že vznik prameňa pravdepodobne ovplyvnila aj porucha prebiehajúca dolinou Západ, Turca a Rašického potoka, ktorá v mieste výveru križuje zlomy v doline Slanej s hlbínou cirkuláciou krasových vôd Slovenského krasu. O lokalite sa zmieňuje HOCHMUTH (2000), ktorý považuje pôvod vôd za neznámy. Priepasť je považovaná za typicky pseudokrasový útvar. Zmienky o faune sú v práci GAÁL (1987).

¹ prof. RNDr. Jozef Terek, PhD.

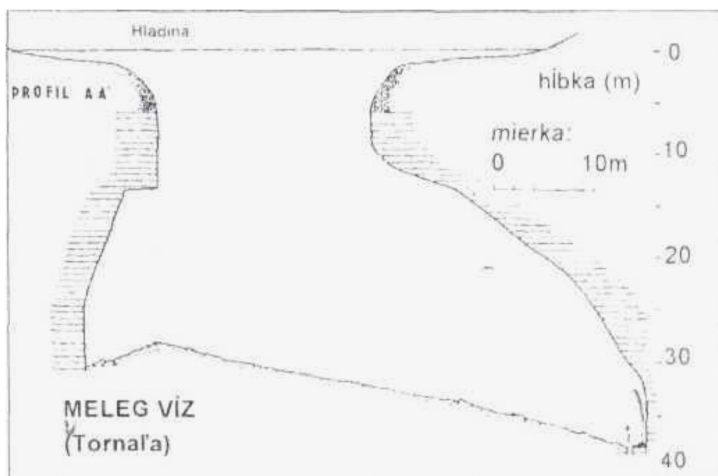
Katedra environmentálneho manažmentu, Fakulta manažmentu, Slovenská 67, 081 16, Prešov, jozef.terek@unipo.sk

MATERIÁL A METÓDY

Počas príležitostných potápačských akcií v priebehu 25 rokov sme šesť krát odobrali kvalitatívne vzorky litorálneho sieťového zooplanktónu a dvakrát litorálneho makrozoobentosu z príbrežnej časti a vzorky pre stanovenie základných fyzikálno-chemických vlastností. Pri odberoch a spracovaní sme použili štandardné odberové zariadenia a metodiky pre chemické rozbory. Teplota, obsah kyslíka a konduktivita bola stanovená analyzátorom značky Horiba in situ.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Jazierko Morské oko pri Tornali je elipsovitého tvaru o rozmeroch cca 60 x 50 m v závislosti od výšky hladiny, hrádza má hrúbku cca 2 m. Pričný profil má tvar nepravidelných presýpacích hodín, t. j. do hĺbky 6 m sa miskovite prehĺbuje, v hĺbke cca 7 – 11 m v stredovej časti sa nachádza otvor 21 x 14 m, ktorý sa opäť nepravidelne zvonovite rozširuje do lichobežníka s dĺžkou 55 – 65 m a šírkou 12 – 14 m. Maximálna hĺbka je 38 m, mocnosť sedimentu 1,6 m. Na dne priepasti sa nachádza niekoľko výverov.



Obrázok 1 Profil „Morským okom“ pri Tornali
(Mapovacia skupina ZO ČSS Speleo-aquanaut ex Hochmuth, 2000)

Prvé známe údaje o fyzikálno-chemických vlastnostiach pochádzajú od ORVANA (ibidem) a zaraďujú vody ako slabo mineralizované hydrouhličitanovo-síranovo-vápenato-horečnaté s pomerne malým obsahom voľného CO_2 (100 – 130 mg. l⁻¹) s mineralizáciou 700 mg. l⁻¹, vzhľadom na to, že sa nachádza mimo centra hlavného výstupu CO_2 . Výdatnosť sa uvádza 29 l. s⁻¹ s teplotou 17 – 18 °C. ORVAN (2004) vodu z výveru Morské oko charakterizuje ako nevýrazný kalciumbikarbonatový typ s celkovou mi-

neralizáciou 769 mg. l⁻¹ s teplotou 16,2 °C. Celková mineralizácia a obsah kationov a aniónov sú dlhodobo vyrovnané a ustálené. Naše výskumy uskutočnené v rokoch 2001 a 2008 v príbrežných častiach jazera sú uvedené v Tabuľke 1.

Tabuľka 1 Fyzikálno-chemické vlastnosti vody jazera Morské oko pri Tornali

Fyzikálno-chemické charakteristiky	Dátum odberu	
	22.09.2001	22.10.2008
O ₂ [mg. l ⁻¹]	5,2	5,4
NH ₄ [mg. l ⁻¹]	0,05	0,0
NO ₂ [mg. l ⁻¹]	0,0	0,0
NO ₃ [mg. l ⁻¹]	0,6	1,0
PO ₄ [mg. l ⁻¹]	0,06	0,018
Ca [mg. l ⁻¹]	-	110,4
Mg [mg. l ⁻¹]	-	33,6
Na [mg. l ⁻¹]	-	14,2
tvrdosť [mg. l ⁻¹]	-	4,14
alkalita [mg. l ⁻¹]	-	5,16
konduktivita [μS. cm ⁻²]	818	808
pH	7,1	7,6
teplota [°C]	16,7	15,6

Z výskumu zameraného na kvalitatívne zastúpenie sieťového zooplanktónu vyplynulo, že v jazierku Morské oko pri Tornali sa vyskytuje 23 druhov vírnikov (*Rotatoria*), 8 druhov veslonožiek (*Copepoda*), 7 perloočiek (*Cladocera*). Makrozoobentos predstavoval 4 taxóny patriacich do rôznych skupín. Pozorovaním bol potvrdený výskyt štyroch druhov rýb, ktorých vplyv na faunu je evidentný (Tabuľka 2, 3).

Tabuľka 2 Kvalitatívne zastúpenie sieťového zooplanktónu

Organizmus, dátum odberu	28.11.84	14.8.86	4.11.86	17.9.96	22.9.01	22.10.08
<i>Bdeloidea</i> g. sp.		+		+	+	
<i>Brach. quadridentatus</i> Hermann		+				
<i>Cephalodella</i> sp.						+
<i>Colurella uncinata</i> (Ehrb.)		+			+	+
<i>Cephalodella</i> sp.			+			+
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrb.)		+	+	+	+	+
<i>Keretella cochlearis</i> (Gosse)		+				+
<i>Keratella quadrata</i> (O. F. M.)	+					+
<i>Lecane cornuta</i> (O. F. M.)						+
<i>Lecane</i> (M.) <i>bulli</i> (Gosse)	+	+		+		
<i>Lecane luna</i> (O. F. M.)						+
<i>Lecane flexilis</i> (Gosse)		+				+
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrb.)		+				
<i>Lepadella acuminata</i> (Ehrb.)						+
<i>Phylodina</i> sp.	+					

<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin)						+
<i>Polyarthra</i> sp.				+		+
<i>Synchaeta pectinata</i> (Ehrb.)		+				
<i>Synchaeta</i> sp.						+
<i>Testudinella patina</i> (Herman)			+			
<i>Trichocerca</i> sp.						+
<i>Trichotria poecillum</i> (O. F. M.)	+		+			
<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrb.)		+			+	
<i>Squatinella rostrum</i> (Schmarda)		+			+	+
<i>Nauplius</i>	+					+
<i>Copepodit</i>	+		+			+
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer)						+
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars)				+	+	-
<i>Eucyclops speratus</i> (Lilljeborg)				+	+	-
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)		+	+			+
<i>Eucyclops macruioides</i> (Lilljeb.)						+
<i>Paracyclops popei</i> (Rehberg)				+	+	+
<i>Thermocyclops hyalinus</i> (Rehb.)						+
<i>Tropocyclops prasinus</i> (Fischer)				+	+	
<i>Alona guttata</i> (Sars)				+	+	
<i>Alona intermedia</i> (Sars)					+	
<i>Alonella nana</i> (Baird)						+
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. M.)			+	+		+
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. M.)	+		+	+	+	
<i>Graptoleberis testudinata</i> (Fisch.)			+			
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine)				+	+	+
<i>Ostracoda</i> g. sp.	+	+	+		+	+
<i>Nematoda</i> g. sp.	+					+
<i>Tardigrada</i> g. sp.					+	

Tabuľka 3 Kvalitatívne zastúpenie makrozoobentosu

Organizmus	Dátum odberu	
	22.09.2001	22.10.2008
<i>Bathymophalus contortus</i> (Linné 1758)	+	-
<i>Physa fontinalis</i> (L.)	+	+
<i>Physa oculta</i> Draparnaud 1805	+	+
<i>Corixa punctata</i> Illiger, 1807	+	+
<i>Nepa cinerea</i> L.	+	-
<i>Geris rufoscutellatus</i> Latreille, 1807	+	+
<i>Gerris thoracicus</i> Schummel, 1832	+	+
<i>Gammarus roeselii</i> Gervais 1835	+	
<i>Gammarus</i> juv. sp.,		+
<i>Asellus aquaticus</i> L.	+	+

<i>Hydroporus</i> sp.,	+	-
<i>Haliphus</i> sp.,	+	-
<i>Culicidae</i> g. sp.	-	+
<i>Chironomidae</i> g. spp.	-	+

Zoobenthos: GAÁL uvádza (1987): *Asellus aquaticus* a *Gammarus roeselli*.

Ryby: *Rutilus pigus*, *Gobio gobio*, *Cyprinus carpio*, *Hypophthalmichthys molitrix*

Indexy podobnosti v jednotlivých odberoch sú extrémne nízke. Vzorky boli odobierané v rôznych obdobiach a nevenovala sa tomu rovnaká pozornosť, podobne aj klimatický a hydrologický faktor má dôležitú úlohu pri obsadzovaní nových druhov. Pri relatívne stabilných teplotných podmienkach sú v jazierku celoročne dobré podmienky pre život vodných organizmov. Prenos organizmov, hlavne vtákmi, je možný celoročne a výskyt ďalších druhov je pravdepodobný.

ZÁVER

V pseudokrasovej priepasti Morské oko v Tornali boli potvrdené vyrovnané stavy fyzikálno-chemického zloženia vody, čo kontrastuje s nízkou podobnosťou fauny. Celkovo sme zistili u sieťového zooplanktónu 23 druhov vírnikov (*Rotatoria*), 8 druhov veslonožiek (*Copepoda*), 7 perloočiek (*Cladocera*). Makrozoobentos predstavoval 4 taxóny patriacich do rôznych skupín. Pozorovaním bol potvrdený výskyt štyroch druhov rýb, ktorých vplyv na faunu je evidentný. Priaznivé ekologické podmienky (celoročne vyrovnané teplotno-chemické vlastnosti vo vrchnej časti priepasti vytvárajú podmienky pre výskyt ďalších druhov. Vzhľadom na stabilné fyzikálno-chemické zloženie a výrazne rozdielne indexy podobnosti doporučujeme venovať zvýšenú pozornosť v sledovaní bioty v ročnom chode.

LITERATÚRA

- GAÁL, Ľ. 1987. Kras Rimavskej kotliny. Slovenský kras 25. p. 5-27, Martin.
- GAÁL, Ľ. – BALCIAR, I. – BELANOVÁ, E. – MEGELA, M. – PAPÁČ, V. – VANĚKOVÁ, H. 2007. Zatopená priepasť Morské oko v Rimavskej kotline. Aragonit, 12, 4 – 9.
- HOCHMUTH, Z. 2000. Problémy speleologického prieskumu na Slovensku. Vyd. SSS, PriF UPJŠ v Košiciach, Prešov-Košice, pp. 164.
- ORVAN, J. 1960. O pôvode minerálnych vôd v Šafárikove. Geologické práce, Správy, Bratislava, 17, 203 – 213.
- ORVAN, J. 1964. Hydrogeologické pomery riečnych náplavov v povodí Slanej. Geologické práce, Správy, Bratislava, 17,32, 115 – 122.
- ORVAN, J. 1973. Hydrologické pomery Rimavskej kotliny. Mineralia Slovaca, Košice, 5, 3, 271 – 278.
- ORVAN, J. 2004. Morské oko v Tornali, Králik. Hydrogeologické posúdenie. Manuskript., Mestský úrad Tornaľa.
- SASVÁRI, T. 1999. Historický prehľad a dosiahnuté výsledky oblastnej skupiny č. 33, Aquaspel. Spravodaj SSS 30, s. 50 – 55. Liptovský Mikuláš.

DIVERZITA TRVALÝCH TRÁVNÝCH PORASTOV S ODLIŠNÝMI STANOVIŠTNÝMI PODMIENKAMI

DIVERSITY OF GRASSLANDS WITH DIFFERENT CONDITIONS HABITAT

Zuzana BOGUSKÁ¹ – Danica FAZEKAŠOVÁ² – Dagmar MACKOVÁ¹ –
– Lenka ANGELOVIČOVÁ¹

ABSTRACT

Maintaining and supporting of diversity, protection of natural resources, the preservation of the natural soil fertility and land use are of strategic importance. Changes of the natural components of the disappearing native communities and changing the overall landscape of the country. Causes of this condition are long-term, excessive and unilateral use of natural resources, leading to the loss of the natural properties of the land, the loss of soil fertility, the deterioration of the absorption capacity and reduce the diversity of native species. Fortunately, however, maintain a territory in a relatively good condition, which give the possibility of restoring natural processes. The aim of this work was based on the results of field research to assess the diversity of flora in two different ecological conditions of vascular territories unit. Sites have been selected for grass stands in the middle of Spiš and Liptov Tepličky eco-land, where the applied organic farming system on the land. Grasslands in the environmental field have been loaded by the index of species diversity poorer and less balanced compared to grassland in terms of environmental management.

KEY WORDS

flora diversity, habitat, environmentally loaded areas, organic farming

-
- 1 Mgr. Zuzana Boguská, Ing. Dagmar Macková, Mgr. Lenka Angelovičová
Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied, Prešovská univerzita,
17. Novembra 1, 080 16 Prešov,
e-mail: lenka.angelovicova@gmail.com, boguskazuzana@gmail.com, mackovadagmar@zoznam.sk
- 2 doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.
Katedra environmentálneho manažmentu, Fakulta manažmentu, Slovenská 67, 081 16, Prešov,
e-mail: fazek@unipo.sk

Úvod

Trávnaté spoločenstvá na našom území patria vďaka vysokej variabilite druhov k významným biotopom v rámci strednej a východnej Európy. Trvalé trávne porasty chránia pôdu pred eróziou, redukujú vyplavovanie nitrátov, zmierňujú povodňové škody a preto sú kľúčovým faktorom pre stabilizáciu biodiverzity (STYPIŇSKI et al., 2009). Ekologické faktory určujúce druhovú skladbu trávnych spoločenstiev možno rozdeliť do dvoch skupín: na faktory, ktoré možno ľudskou činnosťou zmeniť málo alebo vôbec (klimatické pomery, geologické podložie a vlastnosti pôdy) a faktory človekom ovplyvniteľné (vodný režim, obsah humusu, obsah živín, frekvencia a spôsob kosenia, pastva). Je treba zdôrazniť, že mnohé z vyššie uvedených faktorov sú vegetáciou spätne ovplyvňované (KVÍTEK et al., 1997). Toxické substráty vytvárajú špecifické ekologické podmienky pre diverzitu vegetácie. Umožňujú rásť len tým druhom, ktoré sú schopné vytvárať osobitnú stratégiu a vlastnými mechanizmami sa dokážu prispôbiť sťaženým podmienkam (BANÁSOVÁ, LACKOVIČOVÁ, 2004). Najvyššiu druhovú rozmanitosť majú podľa viacerých štúdií trvalé trávne spoločenstvá v oblastiach s minimálnym environmentálnym zaťažením a kde je uprednostňovaný ekologický spôsob hospodárenia pred konvenčným. (AUDE et al., 2003, FRIEBEN, KOPKE, 1995). Cieľom práce bolo na základe výsledkov terénneho výskumu zhodnotiť diverzitu cievnatej flóry na dvoch územiach s odlišnými pôdno-ekologickými podmienkami.

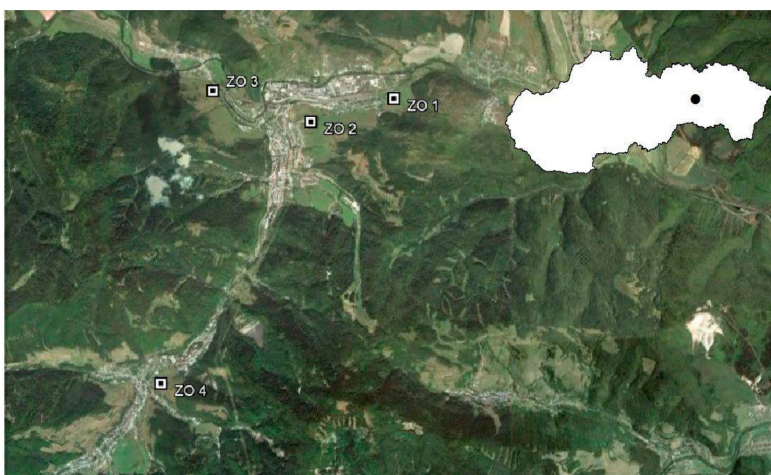
MATERIÁL A METÓDY

Diverzita rastlinných druhov bola sledovaná na trvalých trávnych porastoch v podmienkach s ekologickým hospodárením a v environmentálne zaťaženej oblasti. Lokality označené EH 1 – 4 (Obrázok 1) sú trvalé trávne porasty na vybraných parcelách Poľnohospodárskeho podielníckeho družstva (PPD) Liptovská Teplička, ktoré uplatňuje ekologický systém hospodárenia na pôde od roku 1996. Katastrálne územie Liptovská Teplička, ktoré je súčasťou Národného parku Nízke Tatry leží v nadmorskej výške 846 – 1492 m n. m. Podľa geomorfologického členenia patrí toto územie do podcelku Kráľovohoľské Tatry (TREMBOŠ, MINÁR, 2002). Vybrané lokality s označením ZO 1 – 4 (Obrázok 2) patria do oblasti stredného Spiša (kataster Krompách a Sloviniek), ktorá bola na základe environmentálnej regionalizácie zaradená medzi zaťažené a hygienicky závažné oblasti s dominanciou ťažkých kovov (TAKÁČ a kol., 2008). Fytocenologické zápisy boli urobené na ploche 16 m² počas vegetačnej sezóny 2010. Početnosť a pokryvnosť druhových populácií bola určená odhadom na základe semikvantitatívnej BRAUN-BLANQUETOVEJ (1964) sedemčlennej kombinovanej stupnice. Názvoslovie rastlinných taxónov je uvádzané podľa MARHOLDA a HINDÁKA (1998). Na zistenie a porovnanie druhovej diverzity jednotlivých lokalít bol použitý Shannonov index $H' = -\sum_{i=1}^s \frac{x_i}{N} \log_2 \frac{x_i}{N}$, ktorý citlivo reaguje na rôzne charakteristiky rastlinných spoločenstiev, najmä na počet a koeficient významnosti všetkých druhov a zobrazuje druhové bohatstvo. Výsledky boli hodnotené na základe

škály: 1. mimoriadne nízka ($< 0,5$), 2. veľmi nízka ($0,5-1$), 3. polonízka ($1-1,7$), 4. nízka ($1,7-2,5$), 5. nízka až stredná ($2,5-3,3$), 6. stredná ($3,3-4$), 7. polovysoká ($4-5$), 8. vysoká ($5-7$), 9. veľmi vysoká ($7-10$) a 10. mimoriadne vysoká (>10). Následne bola z výsledkov hodnôt Shannon H' indexu zistená ekvitabilita e podľa Pielouovej: $e = H'/\log_s$, ktorá vyjadruje vyrovnanosť rozdelenia druhov spoločenstva, teda logaritmické hodnoty diverzity (H') sa delia logaritmickým počtom druhov ($\log S$). Čím sa hodnoty blížila viac k 1 tým je spoločenstvo vyrovnanejšie (JURKO, 1990). Výsledky boli spracované použitím programu PAST.



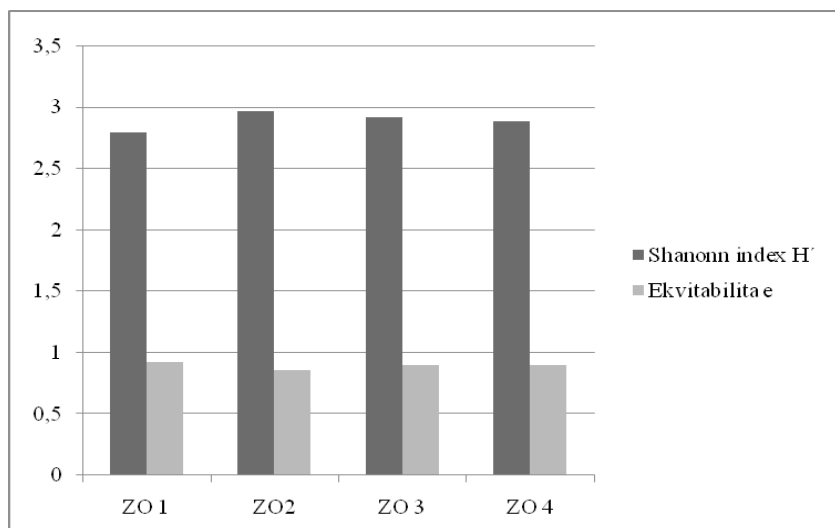
Obrázok 1 Lokalizácia výskumných lokalít v katastri Liptovská Teplička



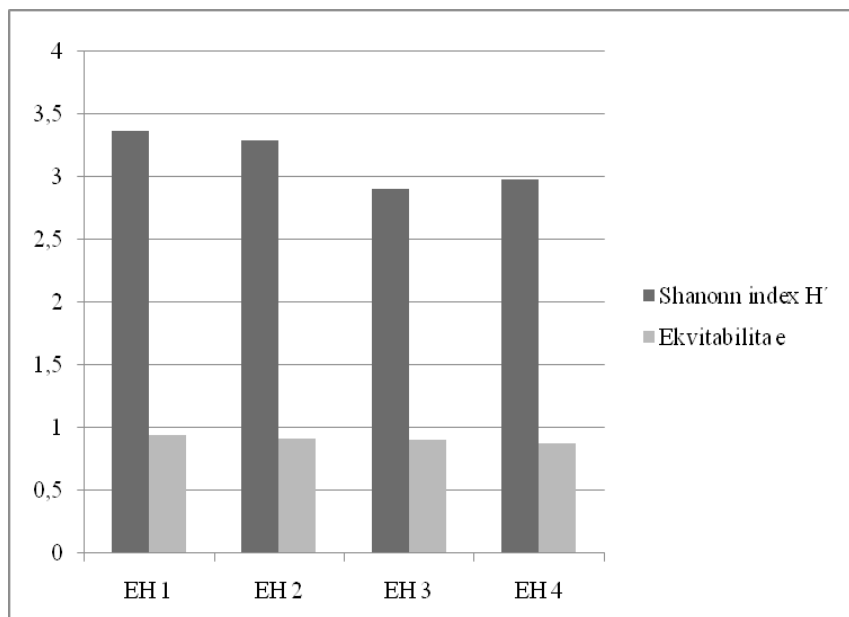
Obrázok 2 Lokalizácia výskumných lokalít v environmentálne zaťaženej oblasti stredného Spiša

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Súčasný rastlinstvo predstavuje určitú vývojovú etapu, ktorá i naďalej bude prechádzať zákonitými zmenami pôsobením abiotických zmien v biosfére, vplyvom nových vzťahov v ekosystémoch a nepochybne výrazné budú vplyvy ľudskej činnosti (NOVÁK, SKALICKÝ, 2009). Na študovaných lokalitách environmentálne zaťaženej oblasti sme zaznamenali 100 druhov a na lokalitách s ekologickým hospodárením 117 druhov cievnatých rastlín patriacich do 26 čeľadí. Územie v environmentálne zaťaženej oblasti stredného Spiša je ovplyvnené hlavne banskou činnosťou, ako aj následným spracovaním komplexných železných a medených rúd. Huta na spracovanie medených rúd pracuje v Kropáčoch s prestávkami od roku 1843. Negatívne pôsobenie emisií z huty na rastlinstvo v tejto oblasti zaznamenali (BANÁSOVÁ, HAJDÚK, 1975, KALETA 1992). Ide hlavne o zmeny štruktúry spoločenstiev, mechanické poškodenia a zníženie druhovej rozmanitosti. Podľa empirickej škály na hodnotenie výsledkov Shannonovho H' indexu (Obrázok 3) je na lokalitách v environmentálne zaťaženej oblasti diverzita rastlinných druhov nízka až stredná. Najpočetnejšie tu boli zastúpené čeľade *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*. Podľa výsledkov ekvitability (Obrázok 3), ktorá poukazuje na vyrovnanosť rozdelenia druhov na jednotlivých lokalitách boli druhovo najvyváženejšie lokality ZO 1 a ZO 3 s druhmi, napr. *Trifolium pratense*, *Acetosa pratenis*, *Alchemilla vulgaris*, *Taraxacum officinale*. Pomerne početným druhom v tejto oblasti je *Taraxacum officinale*, ktorý je považovaný za bioindikátor osídľujúci kontaminované územia z vyšším obsahom ťažkých kovov (ŠAČIRAGIĆ, 2011). Heterogenita rastlinného spoločenstva zvyšuje jeho stabilitu. Praktické uplatnenie tohto poznatku je realizované pri ekologickom spôsobe hospodárenia čo podporuje biodiverzitu spoločenstiev (MARADA, 2011). Na lokalitách s ekologickým systémom hospodárenia v Liptovskej Tepličke dominovali čeľade *Rosaceae*, *Poaceae*, *Asteraceae*. Diverzita týchto trávnych porastov je stredná podľa empirickej škály Shannonovho H' indexu (Obrázok 4). Hodnoty ekvitability (Obrázok 4) poukázali na vyrovnanosť spoločenstiev jednotlivých lokalít. V tejto oblasti dominovali druhy *Alchemilla* spp., *Avenula planiculmis*, *Hypericum maculatum*. Druhové zloženie všetkých skúmaných lokalít uvádzame vo forme zápisov v Tabuľke 1 a 2.



Obrázok 3 Hodnoty Shannonovho H' indexu a ekvitability flóry v environmentálne zaťaženej oblasti stredného Spiša



Obrázok 4 Hodnoty Shannonovho H' indexu a ekvitability flóry v oblasti s ekologickým hospodárením PPD Liptovská Teplička

Tabuľka 1 Fytocenologické zápisy v environmentálne zaťaženej oblasti stredného Spiša

Názov lokality	Pokryvnosť zápisu	Počet druhov	druhy
ZO 1	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	22	<i>Trifolium pratense</i> 3, <i>Poa pratensis</i> 2, <i>Plantago lanceolata</i> 2, <i>Achillea millefolium</i> 2, <i>Equisetum pratense</i> 2, <i>Acetosa pratensis</i> 2 <i>Trifolium hybridum</i> 2, <i>Taraxacum officinale</i> 2, <i>Plantago major</i> 1, <i>Briza media</i> 1, <i>Veronica chamaedrys</i> +, <i>Capsella bursa-pastoris</i> +, <i>Cirsium arvense</i> +, <i>Agrimonia eupatoria</i> +, <i>Alchemilla vulgaris</i> +, <i>Dactylis glomerata</i> +, <i>Euphorbia cyparissias</i> +, <i>Leucanthemum vulgare</i> +, <i>Geranium pratense</i> r, <i>Lychnis flos-cuculi</i> r, <i>Primula veris</i> r, <i>Salvia pratensis</i> r,
ZO 2	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	27	<i>Taraxacum officinale</i> 3, <i>Trifolium pratense</i> 3, <i>Poa pratensis</i> 2, <i>Acetosa pratensis</i> 1, <i>Plantago major</i> 1 <i>Dactylis glomerata</i> 1, <i>Festuca pratensis</i> 1, <i>Alchemilla vulgaris</i> 1, <i>Geranium pratense</i> 1, <i>Galium aparine</i> +, <i>Urtica dioica</i> +, <i>Trifolium hybridum</i> +, <i>Stellaria media</i> +, <i>Achillea millefolium</i> +, <i>Cirsium brachycephalum</i> +, <i>Campanula patula</i> +, <i>Veronica chamaedrys</i> +, <i>Plantago lanceolata</i> +, <i>Equisetum pratense</i> r, <i>Salvia pratensis</i> r, <i>Lamium purpureum</i> r, <i>Geranium pratense</i> r, <i>Capsella bursa-pastoris</i> r, <i>Anthyllis vulneraria</i> r, <i>Briza media</i> r, <i>Origanum vulgare</i> r, <i>Rhinanthus minor</i> r,
ZO 3	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	26	<i>Tussilago farfara</i> 3, <i>Elytrigia repens</i> 3, <i>Trifolium pratense</i> 3, <i>Poa pratensis</i> 2, <i>Equisetum arvense</i> 2, <i>Festuca pratensis</i> 2, <i>Taraxacum officinale</i> 2, <i>Achillea millefolium</i> 2, <i>Dactylis glomerata</i> 2, <i>Alchemilla vulgaris</i> 1, <i>Plantago major</i> 1, <i>Convolvulus arvensis</i> +, <i>Capsella bursa-pastoris</i> +, <i>Lychnis flos-cuculi</i> +, <i>Bellis perennis</i> +, <i>Cirsium brachycephalum</i> +, <i>Galium aparine</i> +, <i>Urtica dioica</i> +, <i>Trifolium hybridum</i> +, <i>Leucanthemum vulgare</i> +, <i>Ranunculus arvensis</i> r, <i>Salvia pratensis</i> r, <i>Plantago lanceolata</i> r, <i>Primula veris</i> r, <i>Veronica chamaedrys</i> r, <i>Geranium pratense</i> r
ZO 4	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	25	<i>Taraxacum officinale</i> 4, <i>Poa pratensis</i> 3, <i>Trifolium pratense</i> 2, <i>Elytrigia repens</i> 2, <i>Achillea millefolium</i> 2, <i>Festuca pratensis</i> 2, <i>Dactylis glomerata</i> 2, <i>Alchemilla vulgaris</i> 1, <i>Capsella bursa-pastoris</i> 1, <i>Lychnis flos-cuculi</i> 1, <i>Leucanthemum vulgare</i> 1, <i>Trifolium hybridum</i> 1, <i>Plantago lanceolata</i> 1, <i>Geranium pratense</i> +, <i>Galium aparine</i> +, <i>Urtica dioica</i> +, <i>Convolvulus arvensis</i> +, <i>Veronica chamaedrys</i> +, <i>Urtica dioica</i> r, <i>Salvia pratensis</i> r, <i>Ranunculus arvensis</i> r, <i>Plantago major</i> r, <i>Equisetum arvense</i> 2, <i>Cirsium brachycephalum</i> r, <i>Bellis perennis</i> r,

5 – pokryvnosť 75 – 100 %, 4 – pokryvnosť 50 – 75 %, 3 – pokryvnosť 25 – 50 %, 2 – pokryvnosť 5 – 25 %, 1 – pokryvnosť pod 5 %, + - pokryvnosť menej ako 1 %, r – ojedinele, jeden alebo viac exemplárov.

Tabuľka 2 Fytocenologické zápisy v oblasti s ekologickým systémom hospodárenia v Liptovskej Tepličke

Názov lokality	Pokryvnosť zápisu	Počet druhov	druhy
EH 1	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	33	<i>Alchemilla</i> spp. 3, <i>Phleum pratense</i> 3, <i>Cirsium rivulare</i> 3, <i>Ranunculus acris</i> 2, <i>Trifolium rubens</i> 2, <i>Avenula planiculmis</i> 2, <i>Bistorta major</i> 2, <i>Veronica chamaedrys</i> 2, <i>Trifolium pratense</i> 2, <i>Colchicum autumnale</i> 2, <i>Filipendula vulgaris</i> 2, <i>Lathyrus pratensis</i> 2, <i>Taraxacum officinale</i> 2, <i>Poa pratensis</i> 1, <i>Dactylis glomerata</i> 1, <i>Campanula patula</i> 1, <i>Hypericum montanum</i> 1, <i>Plantago major</i> 1, <i>Cruciata laevipes</i> 1, <i>Galium uliginosum</i> 1, <i>Origanum vulgare</i> +, <i>Capsella bursa-pastoris</i> +, <i>Geum rivale</i> +, <i>Carum carvi</i> +, <i>Plantago lanceolata</i> +, <i>Carlina acaulis</i> +, <i>Ranunculus arvensis</i> +, <i>Digitalis grandiflora</i> +, <i>Scirpus acutiformis</i> +, <i>Lychnis flos cuculi</i> r, <i>Acetosa pratensis</i> r, <i>Urtica dioica</i> r, <i>Myosotis palustris</i> r,
EH 2	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	32	<i>Alchemilla</i> spp. 3, <i>Avenula planiculmis</i> 2, <i>Hypericum maculatum</i> 2, <i>Campanula patula</i> 1, <i>Phleum pratense</i> 1, <i>Trifolium pratense</i> 1, <i>Festuca arundinacea</i> 1, <i>Taraxacum officinale</i> 1, <i>Poa pratensis</i> 1, <i>Trifolium rubens</i> 1, <i>Festuca pratensis</i> 1, <i>Galium uliginosum</i> 1, <i>Poa trivialis</i> 1, <i>Carum carvi</i> 1, <i>Ranunculus acris</i> 1, <i>Veronica chamaedrys</i> 1, <i>Cirsium rivulare</i> +, <i>Origanum vulgare</i> +, <i>Thymus serpyllum</i> +, <i>Plantago lanceolata</i> +, <i>Lychnis flos cuculi</i> +, <i>Hypericum montanum</i> +, <i>Bistorta major</i> +, <i>Centaureum erythraea</i> +, <i>Salvia pratensis</i> +, <i>Poa compressa</i> +, <i>Stellaria media</i> +, <i>Linaria vulgaris</i> +, <i>Acetosa pratensis</i> r, <i>Rhinanthus minor</i> +, <i>Capsella bursa-pastoris</i> r, <i>Trifolium hybridum</i> r,
EH 3	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	25	<i>Daucus carota</i> 3, <i>Taraxacum officinale</i> 3, <i>Ranunculus acris</i> 2, <i>Stellaria graminea</i> 2, <i>Alchemilla</i> spp. 2, <i>Hypericum maculatum</i> 2, <i>Campanula patula</i> 1, <i>Galium uliginosum</i> 1, <i>Veronica hederifolia</i> 1, <i>Festuca rubra</i> 1, <i>Poa pratensis</i> 1, <i>Dactylis glomerata</i> 1, <i>Trifolium pratense</i> 1, <i>Plantago major</i> 1, <i>Phleum pratense</i> 1, <i>Achillea millefolium</i> 1, <i>Plantago lanceolata</i> +, <i>Trifolium rubens</i> 1, <i>Carum carvi</i> +, <i>Cruciata laevipes</i> +, <i>Carlina acaulis</i> +, <i>Geranium pratense</i> +, <i>Euphrasia tatarica</i> +, <i>Centaureum erythraea</i> r, <i>Stellaria media</i> r,
EH 4	E ₀ , E ₁ neboli zaznamenané žiadne druhy E1 100 %	27	<i>Hypericum maculatum</i> 3, <i>Alchemilla</i> spp. 3, <i>Vicia cracca</i> 2, <i>Veronica chamaedrys</i> 2, <i>Myosotis palustris</i> 1, <i>Ranunculus acer</i> 1, <i>Dactylis glomerata</i> 1, <i>Campanula patula</i> 1, <i>Taraxacum officinale</i> 1, <i>Acetosa pratensis</i> +, <i>Festuca rubra</i> 1, <i>Galium uliginosum</i> +, <i>Cruciata laevipes</i> +, <i>Dactylis glomerata</i> +, <i>Plantago lanceolata</i> +, <i>Festuca pratensis</i> +, <i>Rhinanthus minor</i> +, <i>Daucus carota</i> +, <i>Origanum vulgare</i> +, <i>Capsella bursa-pastoris</i> +, <i>Carlina acaulis</i> +, <i>Lychnis flos cuculi</i> +, <i>Festuca arundinacea</i> +, <i>Poa pratensis</i> +, <i>Plantago major</i> +, <i>Salvia pratensis</i> +, <i>Gladiolus imbricatus</i> r,

5 – pokryvnosť 75 – 100 %, 4 – pokryvnosť 50 – 75 %, 3 – pokryvnosť 25 – 50 %, 2 – pokryvnosť 5 – 25 %, 1 – pokryvnosť pod 5 %, + - pokryvnosť menej ako 1 %, r – ojedinele, jeden alebo viac exemplárov.

ZÁVER

Z druhov cievnatej flóry skúmaných trvalých trávnych porastov prevládali v environmentálne zaťaženej oblasti stredného Spiša *Trifolium pratense*, *Poa pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Acetosa pratensis*, *Poa pratensis*, *Achillea millefolium*. Významným faktorom, ktorý v tejto oblasti ovplyvňuje druhovú diverzitu je toxicita prostredia. Druhovo najvyrovnannejšie boli z tejto oblasti lokality ZO 1 a ZO 3. Lokality trvalých trávnych porastov v oblasti s ekologickým systémom hospodárenia potvrdili vyššiu druhovú rozmanitosť a vyrovnanosť rozdelenia druhov v spoločenstve. Najvyššiu ekvitalitu mali lokality EH 1 a EH 2. Najpočetnejšie boli zastúpené druhy *Alchemilla* spp., *Avenula planiculmis*, *Hypericum maculatum*, *Daucus carota*, *Veronica chamaedrys*. Výsledky výskumu potvrdili dôležitosť systematického monitorovania druhového zloženia trvalých trávnych porastov, ktoré je významným indikátorom biodiverzity krajiny.

LITERATÚRA

- AUDE, E. – TYBIRK, K. – PEDERSEN, M. B., 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture*, 99, 135 – 147.
- BANÁSOVÁ V. – HAJDÚK J., 1975. Gehalt an Cu, Zn, As und andere Elementen in einigen Pflanzen und Haldeboden sowie in Gebieten mit Exhalatquellen. – *Biologia*, Bratislava, 30/4: 293 – 301.
- BANÁSOVÁ, V. – LACKOVIČOVÁ, A., 2004. Degradácia travinných porastov v blízkosti huty na spracovanie medi v Krompachoch (Slovenské rudohorie), *Bull. Slov. Bot. Spoločn.*, Bratislava, 26: 153 – 161.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. vydanie. Aufl. Springer Verlag. Wien. 865 pp.
- FRIEBEN, B. – KOPKE, U., 1995. Effects of farming systems on biodiversity. In: Isart, J., Llerena, J. J. (Eds.), *Proceedings of the First ENOF Workshop – Biodiversity and Land Use: The role of Organic Farming*. Multitext, Barcelona, pp. 11–21.
- JURKO, A., 1990. Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie, *Príroda*, Bratislava, 195 pp. ISBN 80-07-00391-6.
- KALETA, M., 1992. Vplyv imisií Spišsko-gemerskej priemyselnej aglomerácie na vegetáciu a pôdu a jeho monitorovanie. – *Čistota ovzdušia*, Bratislava, 22: 171 – 178.
- KVÍTEK, T. – GRULICH, V. – HRABJĚ, F. – JONGEPIEROVÁ, I. – KLIMEŠ, F. – KRAHULEC, F. – KLÍMOVÁ, P. – MRKVIČKA, J. – ŘEPKA, R. – SVOBODOVÁ, M. – ŠANTRUČEK, J. – ŠEVČÍKOVÁ, M. – ŠRÁMEK, F. – VESELÁ, M., 1997. Udržení, zlepšení a zakládání druhově bohatých luk. – *Metodika č. 21*, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 52 p.
- MARADA, P., 2011. Possibilities of biodiversity assessment on a farm. Department of Agrosystems and Bioclimatology, Mendel University in Brno, Zemědělská 1, Brno, 1-11.

- MARHOLD, K. – HINDÁK, Š., 1998. Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda, Bratislava, ISBN 80-224-0526-4.
- NOVÁK, J. – SKALICKÝ, M., 2009. Botanika. Vyd. 2., dopl. Powerpoint, Praha, 336 s. ISBN 978-80-904011-5-0.
- STYPIŇSKI, P. – HEJDUK, S. – SVOBODOVÁ, M. – HAKL, J. – RATAJ, D., 2009. Development, current state and changes in grassland in the past year. In Cagaš B et al. Alternative functions of grasslands, EGF, 1-10.
- ŠAČIRAGIĆ, S. B.: *Taraxacum officinale* Weber as heavy metal absorber in phytoremediation of agricultural land, *Herbologia* Vol. 12, No. 2, 2011.
- TAKÁČ, P. – KOZÁKOVÁ, Ľ. – VALKOVÁ, M. – ZELENÁK, F., 2008. Ťažké kovy v pôdach stredného Spiša. In *Acta Montanistica Slovaca*, roč. 13, 2008, č 1, s. 82 – 86.
- TREMBOŠ, P. – MINÁR, J., 2002. Reliéf krajiny Slovenska. Atlas krajiny Slovenskej republiky. Ministerstvo životného prostredia SR & Slovenská agentúra životného prostredia, Bratislava & Banská Bystrica, 145, 344 pp.

KVANTIFIKÁCIA SUKESIE V TROCH TYPOCH TRÁVNÝCH PORASTOV

QUANTIFICATION OF SUCCESSION IN THREE TYPES OF GRASSLANDS

Norbert BRITAŇÁK¹ – Lubomír HANZES¹ – Iveta ILAVSKÁ¹

ABSTRACT

In the Slovak Republic, total grassland area is about 880,000 hectares. It has been estimated that 31% of that is abandoned without any management or utilisation, 12% is overgrown with self-seeded trees and shrubs and 4.5% is infested with weed species. A research was carried out at Liptovská Teplica site, in a mountain region of Slovakia. The research objective was to investigate the rate of succession in the weed-infested grassland (representing a younger phase of succession) as well as in the abandoned grassland (an older phase of succession). Throughout 2006 – 2009, changes in botanical composition were monitored in three types of grassland, namely in the weed-infested, the abandoned and the semi-natural one. The investigated grassland types were utilised under two regimes: 1/ cutting once a year; 2/ without any management (zero utilisation). The research results were evaluated by the method of time-lag analysis. It was found that the plant communities underwent succession changes and moved to the older phases. While the regime of one cut a year supported the succession in the weed-infested grassland progressively, this management slowed down the succession in the abandoned grassland.

KEY WORDS

abandoned grassland, semi-natural grassland, weed-infested grassland, cutting management, succession

ÚVOD

Trávne porasty predstavujú významný prvok lesopoľnohospodárskej krajiny. V krajinom priestore sa podieľajú na plnení rôznych funkcií. Produkčná funkcia spočíva

¹ Ing. Norbert Britaňák, PhD., Mgr. Lubomír Hanzes, PhD., Ing. Iveta Ilavská, PhD.
Centrum výskumu rastlinnej výroby Piešťany, Výskumný ústav trávnych porastov a horského poľnohospodárstva Banská Bystrica, Regionálne výskumné pracovisko Poprad, ul. SNP 2, 058 01 Poprad,
e-mail: brinor@isternet.sk

vo vytváraní medziproduktu pre priamu výživu hospodárskych zvierat, čím sa nepriamo spotrebujú v humánnej výžive a priemysle. Mimoprodukčná funkcia trávnych porastov súvisí s ekologickým a environmentálnym pôsobením, prejavujúca sa v kvalitatívnej a kvantitatívnej ochrane vody a pôdy, v zachovávaní vysokej diverzity rastlinných a živočíšnych organizmov. Rekreačným, turistickým a športovým využívaním pomáhajú vytvoriť pestrú, obytnú a kultúrnu, druhovo bohatú a geneticky rozmanitú krajinu s možnosťou rastu a vývinu všetkých živých organizmov. Multifunkčnosť trávnych porastov spočíva v nekrmovinárskom využití trávnej hmoty, poskytovaním liečivých a medonosných bylín, plodov a úžitkového dreva nelesnej drevinovej vegetácie.

V podmienkach Strednej Európy, t. j. v miernom pásme, je väčšina trávnych porastov sekundárnym spoločenstvom, závislým na ľudskej činnosti (JANČOVIČ & VOZÁR 2004). Trávne porasty, ako nové ekosystémy, naštartoval a udržiava človek, ale príroda ich podriadila svojim zákonitostiam. Vzniknuté ekosystémy nie sú teda prírodné, ale ani odprírodnené, sú to ekosystémy poloprírodné, zložené z divorastúcich druhov (RUŽIČKOVÁ & KALIVODA 2007). Trávne porasty patria k druhovo najbohatším terestrickým ekosystémom. Predstavujú najvyššiu diverzitu rastlinných druhov na poľnohospodárskej pôde (FIALA 2002, JANČOVIČ & VOZÁR 2004).

Intenzita a spôsob hospodárenia sa odzrkadľuje v druhovom zložení porastov. Pri optimálnej intenzite a primeranom spôsobe využitia, ale aj pri mozaikovitom využívaní plôch (so striedaním extenzívnejších a intenzívnejších spôsobov kosenia a pasenia) sa dlhodobo udržiavajú druhovo bohaté spoločenstvá s mnohými vzácnymi a ohrozenými, resp. zraniteľnými druhmi. Pri opustení plôch, alebo pri príliš nízkej intenzite využívania, dochádza k spontánnej sukcesii, ktorá sa prejavuje nástupom drevín, alebo súčasne aj niektorých expanzívnych druhov tráv (SLÁVIKOVÁ & KRAJČOVIČ 1998). Na pasienkoch človek pôsobí zoo-antropogénne (MORAVEC et al., 1994). Vďaka dlhodobému a periodickému pôsobeniu vplyvov (pasenie, kosenie nedopasok, hnojenie hospodárskymi hnojivami, košarovanie) dochádza k prirodzenej obnove pasienkov a prežívaniu mnohých rastlinných druhov a ich spoločenstiev (RUŽIČKOVÁ & ŠIBL 2000). Zoo-antropogénne faktory, ovplyvňujúce vegetáciu, sú: ušľapávanie, pasenie hospodárskych zvierat a hromadenie výkalov. Faktor hromadenia výkalov sa zvlášť uplatňuje v horských pasienkarských oblastiach. Tu sú ovplyvňované najmä plochy, na ktorých zvieratá nocujú (MORAVEC et al. 1994, NOVÁK 2008). Obohacovanie pôdy živinami spôsobuje eutrofizáciu stanovišťa a postupne vedie k ruderalizácii trávneho porastu vznikom špecifických nitrofilných spoločenstiev (NOVÁK 1992, MORAVEC et al., 1994). Nitrofilné a ruderálne spoločenstvá sú veľmi stabilné (UHLIAROVÁ & ONDRÁŠEK 2004) a udržiujú sa na stanovišti v priebehu mnohých rokov v nezmenenom stave (JURKO, 1990).

Z uvedeného je zrejmé, že oba extrémny (nevyužívanie a aj prílišná intenzita) exploatacie nie sú vhodné z hľadiska ekologického a poľnohospodárskeho. Na základe údajov z obdobia pred vstupom Slovenska do Európskej Únie JANČOVIČ & VOZÁR (2004) odhadli, že v Slovenskej republike sa nevyužívalo 31 % trávnych porastov, 12 % bolo zarastených stromami a kríkmi a 4,5 % trávnych porastov bolo zaburinených. V predloženom príspevku porovnávame mieru sukcesie v poloprírodnom, opustenom a zaburinenom trávnom poraste. Miera sukcesie sa stanovila na základe zmien

botanického zloženia v dôsledku zavedenia kosby na opustený a zaburinený trávny porast. Získané výsledky sa porovnávali s poloprírodným trávnym porastom.

MATERIÁL A METÓDY

Pokus, založený v horskej výrobnnej oblasti, trval v období rokov 2006 – 2009. Experiment bol založený na troch typoch trávnych porastov v katastri obce Liptovská Teplička. Územie, na ktorom sa pokus realizoval, je charakteristické dlhodobým ročným úhrnom zrážok na úrovni 900 mm (500 mm počas vegetačného obdobia) a priemernou ročnou teplotou 4,5 °C (počas vegetácie 9,0 °C). Tabuľka 1 uvádza pôdnu reakciu a rastlinám prístupné živiny pred založením experimentu.

Tabuľka 1 Pôdna reakcia a koncentrácia rastlinám prístupných živín v pôde pred založením pokusu z hĺbky 0 – 150 mm

Porast	pH	N	P	K	Mg
		[g. kg ⁻¹]	[mg. kg ⁻¹]		
Poloprírodný	6,52	4,60	6,54	120,87	1030,1
Opustený	5,66	5,04	17,76	76,79	486,5
Zaburinený	6,67	5,55	73,68	952,55	1000,9

Pokus bol založený na sekundárnom vegetačnom kryte rôznych typov trávnych porastov:

Poloprírodný trávny porast (variant 1) asociácie *Festuco-Cynosuretum* Tüxen in Bűker 1942 pozostával zo 45 druhov vaskulárnych rastlín. Distribúcia rastlinných druhov v poraste bola log-normálna ($R^2 = 0,97$). Z funkčných skupín (z poľnohospodárskeho hľadiska rozdelených na lipnicovité, bôbovité a ostatné lúčne byliny) tomuto trávnenému porastu dominovali *Avenula pubescens*, *Medicago lupulina* a *Alchemilla xanthochlora*. Poloprírodný trávny porast sa nachádzal v nadmorskej 960 m. V období rokov 1992 – 2002 bol porast využívaný trikrát ročne. Potom dva razy ročne (2003 – 2005). A napokon, v priebehu našich sledovaní, len raz ročne. Preto tento trávny porast predstavuje deintenzifikované využívanie.

Opustený trávny porast bol charakteristický dominanciou ostatných lúčnych bylín (najmä *Alchemilla xanthochlora*, *Cruciata leavipes* a *Hypericum perforatum*). Upustenie od využívania na tomto poraste trvalo viac ako jednu dekádu. Tento typ trávneho porastu pozostával zo 41 druhov vyšších rastlín (bez započítania drevín) a vyskytoval sa v prostrednej fáze sukcesie. V jeho okolí bol nálet drevín *Picea abies* a *Alnus glutinosa*. V trávnom poraste sa malé stromčeky vyskytovali ohniskovo alebo s bylinnými druhmi rastlín vytvárali ekoton medzi pôvodnou lúčnou vegetáciou a lesom. Opustený trávny porast sa nachádzal v nadmorskej výške 1005 m. Distribúcia druhov rastlín v poraste bola log-normálna ($R^2 = 0,98$).

Zaburinený trávny porast vznikol po dočasnóm, krátkodobom, poľnom hnojisku, ktorému dominovali druhy ako *Elytrigia repens*, *Poa pratensis*, *Cirsium arvense*

a *Urtica dioica*. Porast pozostával z 22 druhov vyšších rastlín a nachádzal sa v nadmorskej výške 1000 m. Distribúcia druhov v poraste mala geometrické usporiadanie ($R^2 = 0,93$), ktoré je typické pre spoločenstvá druhovo chudobné, alebo vo veľmi skorých fázach sukcesie (MAGURRAN, 1988). Prostredníctvom zavedenia manažmentu formou jednej kosby ročne, v čase maximálnej tvorby nadzemnej fytohmoty, sme sa snažili zastaviť negatívne trendy vo vývoji vegetácie, t. j. zastavenie sukcesie k lesu na opustenom trávnom poraste, a naopak, podporiť sukcesiu k poloprírodnému trávnenému porastu na zaburinenom trávnom poraste. Na zaznamenanie zmien floristického zloženia sme vegetáciu mapovali pred každou kosbou pomocou redukovanej odhadovej projektívnej dominancie. Na získané výsledky sme aplikovali TLA metódu (time-lag analysis), ktorá predstavuje regresiu Euklidových vzdialeností k zvyšujúcemu sa časovému oneskoreniu. Táto metóda meria rýchlosť a pôvod zmeny spoločenstva (a populácie) počas časového obdobia, ktoré je transformované druhou odmocninou. Výsledná smernica regresnej priamky (b) môže mať tri teoretické stavy: 1) pozitívny a štatisticky preukazný – pri ktorom sa vzdialenosti v čase zvyšujú, t. j. spoločenstvo je nestabilné a podstupuje zmenu smerom do vývojovo vyšších štádií sukcesie a môže byť spôsobený stochastickou premenlivosťou; 2) štatisticky nepreukazný a blízky nule – vzdialenosť sa s časom nemení, spoločenstvo zostáva stabilné na danej úrovni sukcesie; a 3) negatívny – ak sa vzdialenosť s časom znižuje, spoločenstvo je opäť nestabilné a podstupuje zmenu k vývojovo mladším štádiám sukcesie a môže byť spôsobený narušením, alebo iným cyklickým správaním (COLLINS et al. 2000, KAMPICHLER et al., 2012). KAMPICHLER et al. (2012) uvádzajú, že hodnoty sa zvyčajne pohybujú v rozpätí 0,02–0,25, v závislosti na podieloch rôznych druhov s rôznou dynamikou a na ich časovej variabilite. Vyššie podiely s konštantným podielom naznačuje plytšia smernica; vyššie podiely druhov s náhodnou dynamikou zasa naznačuje strmšia smernica. COLLINS et al., (2000) ďalej zdôrazňujú, že smernica regresnej priamky vyjadruje mieru zmeny a jej smer a regresný koeficient je mierou signálu alebo hluku. Ako príklad uvádzajú, že ak sú hodnoty smernice a koeficientu determinácie nízke potom sa v spoločenstve vyskytuje sukcesná zmena, ale táto zmena je pomalá a stochastická premenlivosť medzi intervalmi sledovania je vysoká. Naopak, strmšia smernica regresie a vyššie hodnoty koeficientu determinácie by mali indikovať silnejší signál sukcesnej zmeny a menej hluku. Euklidovská vzdialenosť sa vypočítala nasledovne:

$$ED = \left(\sum_{i=1}^S (x_{ij} - x_{ik})^2 \right)^{\frac{1}{2}}$$

kde x_{ij} je početnosť i -teho druhu v snímke j a x_{ik} je početnosť i -teho druhu v snímke k a S je celkový počet druhov. Všetky hodnoty x_{ij} boli transformované pomocou Helingerovej transformácie (LEGENDRE & GALLAGHER 2001):

$$N_{ij}^* = \left(\frac{N_{ij}}{\sum N_{+j}} \right)^{\frac{1}{2}}$$

kde N_{ij} je veľkosť populácie i -teho druhu v roku j a $\sum N_{+j}$ je suma populácií všetkých druhov v roku j .

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Po štyroch rokoch kosného využívania poloprírodný trávny porast pozostával z 55 vaskulárnych druhov rastlín, ktorých distribúcia v poraste bola log-normálna ($R^2 = 0,89$). Počet rastlinných druhov na opustenom trávnom poraste bez využívania na konci sledovaného obdobia dosahoval hodnotu 45 a pri kosnom využití 44. Oba varianty tohto porastu mali log-normálnu distribúciu (nevyužívaný $R^2 = 0,93$ a pri kosbe raz ročne $R^2 = 0,84$). Zaburinený trávny porast aj na nevyužívanom (24 druhov) a aj na využívanom variante (27 rastlinných druhov) si zachoval geometrické usporiadanie (nevyužívaný $R^2 = 0,93$ a pri jednej kosbe $R^2 = 0,93$).

Rastlinné spoločenstvá, prezentované trávny porastmi a buď pri kosnom využívaní, alebo bez neho, podstúpili počas štyroch rokov sledovaní úspešné zmeny. S výnimkou marginálnej významnosti, zistenej na poloprírodnom trávnom poraste, neboli tieto zmeny štatisticky preukázateľné (Tabuľka 2). Najvýraznejšie úspešné prejavy boli zaznamenané na zaburinenom trávnom poraste (Tabuľka 2), kde zavedenie manažmentu jednej kosby ročne malo za následok jej vyššiu dynamiku, ktorá je vyjadrená ako vyššia hodnota smernice regresnej priamky. O tom, že zaburinené trávne porasty sú z floristicko-produkčného hľadiska aj stabilnejšie (Novák, 2008), hovorí koeficient determinácie. V prípade nevyužívanej kontroly na zaburinenom trávnom poraste vyššia hodnota tohto koeficienta prisudzuje tomuto variantu menej hľuku. Stabilita a menšia miera úspechu nevyužívaného variantu v porovnaní s rýchlejšim priebehom úspechu na kosne využívanom zaburinenom trávnom poraste sa udiali v spolupôsobení živín. Kým na nekosenom variante sa zaznamenalo ich vyššie množstvo v kolobehu, kosba raz ročne tak predstavovala ich každoročné pravidelné odčerpávanie (BRITAŇÁK et al., 2011) so sprístupňovaním alebo vytváraním prázdnych miest na kolonizáciu.

Znova zavedenie kosného využívania na opustenom trávnom poraste znamená spomalenie úspechu na takmer polovicu voči nevyužívanému variantu. Rovnako ako pri zaburinenom, aj na opustenom trávnom poraste vyššia stabilita rastlinného spoločenstva, vyjadrená koeficientom determinácie sa zaznamenala na variante bez kosného zásahu (Tabuľka 2).

Deintenzifikácia na poloprírodnom trávnom poraste predstavuje druhú najnižšiu mieru úspechu a najvyššiu mieru stability.

Tabuľka 2 Výsledky TLA metódy: b – smernica regresnej priamky, R² – koeficient determinácie, P – preukaznosť

Porast	PTP	OTP	OTP+	ZTP	ZTP+
b	0,2659	0,3131	0,1627	0,5130	0,5290
R ²	0,5813	0,3925	0,2973	0,4058	0,3834
P	0,0681	0,1322	0,2056	0,1239	0,1381

Poznámka: PTP – poloprirodný trávny porast, OTP – opustený trávny porast (nevyužívaná kontrola), OTP+ – opustený trávny porast využívaný kosbou raz ročne, ZTP – zaburinený trávny porast (nevyužívaná kontrola), ZTP+ – zaburinený trávny porast využívaný kosbou raz ročne

Produkciou trávnych porastov je nadzemná fytoforma, ktorá predstavuje medziprodukt, ktorý sa finalizuje v chove hospodárskych zvierat. Ich požiadavky spätne kategorizovali rastlinné druhy na skupiny: lipnicovité (tvoriace najmä objem, v poraste by ich malo byť najviac), bôbovité (predstavujúce kvalitatívny prvok výživy a saturujúce dusíkom požiadavky hospodárskych zvierat, ale aj trávnych porastov) a ostatných lúčnych bylín (reprezentované koreninami, liečivými rastlinami, jedovatými a toxickými druhmi, ktorých by malo byť najmenej). Preto sme metódu TLA aplikovali aj na tieto kategórie. Smernica TLA analýzy tak predstavuje aditivitu týchto troch kategórií, t. j.

$$b = b_{\text{LIP}} + b_{\text{FAB}} + b_{\text{OLB}}$$

kde b_{LIP} je smernica lipnicovitých rastlinných druhov, b_{FAB} je smernica druhov čeľade bôbových a b_{OLB} je smernica ostatných lúčnych bylín. Výsledky tejto analýzy sú uvedené v tabuľkách 3, 4 a 5. Z údajov uvedených v tabuľke 3 pre lipnicovité druhy rôznych trávnych porastov vyplýva, že trávy poloprirodného trávneho porastu, ako aj opusteného trávneho porastu sú stabilné a podstupujú sukcesiu, ktorá je pomalá a náhodná (b v rozsahu 0,02 až 0,10). Navyše analýza odhalila, že trávy na opustenom trávnom poraste bez kosného manažmentu počas sledovaného obdobia podstupovali osciláciu, či stochastickú variabilitu (COLLINS et al., 2000). Na zaburinenom trávnom poraste táto floristická skupina podstupuje výraznú sukcesnú zmenu s nahradením počiatkovej dominancie *Elytrigia repens* najmä *Phleum pratense*, *Trisetum flavescens* a *Poa pratensis*. MALOCH (1952) považuje štádium dominancie druhu *Elytrigia repens* za koniec poľných burín a za začiatok zatrávnenia. Čo znamená, že dominancia tohto druhu je vývojovo mladšie štádium sukcesie. Pri bôbovitých druhoch (Tabuľka 4) sa na všetkých variantoch, s výnimkou zaburineného porastu bez kosby, zaznamenala sukcesná zmena. Pri trávach a bôbovitých na nevyužívanom trávnom poraste sa detegovala oscilácia. Nevyužívaný zaburinený trávny porast, so zápornou smernicou regresie, poukazuje na to, že v tomto trávnom spoločenstve zmena nie je lineárna, pretože podstupuje buď cyklickú dynamiku vývoja, alebo resilienciu v dôsledku narušenia.

Všetky ostatné druhy rastlín (byliny) sú zaradené do floristickej skupiny ostatných lúčnych bylín. Poloprirodný trávny porast a nevyužívané varianty ďalších dvoch sú charakterizované sukcesnými zmenami. Vývoj tejto skupiny na poloprirodnom trávnom poraste je pomalý, ale s menším hlukom (premenlivosťou). Pri opustenom trávnom poraste je zmena dynamická, avšak s menšou variabilitou, pri zaburinenom trávnom poraste je sukcesná zmena pomalá, ale hluk vysoký. Využívané varianty opusteného a zaburineného trávneho porastu so zápornými smernicami regresie, podstupujú nelineárny vývoj, alebo resilienciu spoločenstva v dôsledku narušenia.

Tabuľka 3 Výsledky TLA metódy aplikovanej na lipnicovité druhy rastlín: b – smernica regresnej priamky, R^2 – koeficient determinácie, P – preukaznosť

Porast	PTP	OTP	OTP+	ZTP	ZTP+
b	0,1061	0,0201	0,1047	0,4874	0,5198
R^2	0,3226	0,0138	0,2753	0,3204	0,7974
P	0,1835	0,8019	0,2266	0,1853	0,0068

Poznámka: vysvetlivky v záhlaví tabuľky ako pod tabuľkou 2. Plnotučne je zobrazená štatistická preukaznosť $P < 0,05$.

Tabuľka 4 Výsledky TLA metódy aplikovanej na bôbovité druhy: b – smernica regresnej priamky, R^2 – koeficient determinácie, P – preukaznosť

Porast	PTP	OTP	OTP+	ZTP	ZTP+
b	0,1101	0,0499	0,0767	-0,0521	0,0960
R^2	0,4464	0,0202	0,1892	0,1074	0,1557
P	0,1009	0,7623	0,3294	0,4730	0,3810

Poznámka: vysvetlivky v záhlaví tabuľky ako pod tabuľkou 2.

Tabuľka 5 Výsledky TLA metódy aplikovanej na ostatné lúčne byliny: b – smernica regresnej priamky, R^2 – koeficient determinácie, P – preukaznosť

Porast	PTP	OTP	OTP+	ZTP	ZTP+
b	0,0497	0,2431	-0,0186	0,0777	-0,0869
R^2	0,2053	0,2426	0,0174	0,0518	0,0397
P	0,3073	0,2615	0,7780	0,6235	0,6684

Poznámka: vysvetlivky v záhlaví tabuľky ako pod tabuľkou 2.

Pri celkovom hodnotení poloprirodný trávny porast pri všetkých floristických skupinách podstupuje sukcesnú zmenu, čo znamená, že zníženie kosného využívania smeruje do vyššieho štádia sukcesie. Smerovanie je pomalé a s malou premenlivosťou. Pri nevyužívanom variante opusteného trávneho porastu sa zaznamenali pomalé sukcesné zmeny floristických skupín lipnicovitých a bôbovitých s veľkou premenli-

vosťou. Pri ostatných lúčnych bylinách je táto zmena vysoká s menšou variabilitou. Ďalšou fázou v sukcesii je nálet pionierskych drevín a krovín, možno práve korelácia medzi touto floristickou skupinou a prienikom drevín bude pozitívna, avšak z dlhodobého hľadiska aj negatívna. Pozitívna z hľadiska prirodzenej sukcesie a negatívna z hľadiska potlačania floristických skupín smerom od bôbových, cez ostatné lúčne byliny k lipnicovitým a následne sformovania sa bylinného podrastu.

Opustený trávny porast ošetrovaný jednou kosbou ročne absolvuje sukcesnú zmenu pri lipnicovitých a bôbovitých pomaly, ale s malou premenlivosťou. Pri ostatných lúčnych bylinách sukcesia smeruje k vývojovo mladším štádiám s vysokou variabilitou.

Naopak zaburinený trávny porast podstupuje dramatickú zmenu s nízkou variabilitou trávnych druhov. Zmena sa prejavuje najmä pri trávach. Bôbovité druhy so zápornou smernicou smerujú k vývojovo mladším fázam sukcesie. Pri ostatných lúčnych bylinách zmena sa deje pomaly, ale vysoko variabilne.

Kosenie zaburineného trávneho porastu, najdramatickejšie zo všetkých variantov, podstupuje sukcesnú zmenu, ktorá je však pri lipnicovitých druhoch najmenej premenlivá. Aj druhy z floristickej skupiny bôbovité podstupujú vývoj k vyšším štádiám sukcesie. Naopak, stav pri ostatných lúčnych bylinách je buď nelineárny, alebo cyklický, s vysokým hlukom.

ZÁVER

Na základe výsledkov, získaných z botanického zloženia troch trávnych porastov počas štyroch rokov, možno vyvodit' záver, že všetky sledované rastlinné spoločenstvá smerujú k vývojovo vyšším štádiám sukcesie. Priebeh sukcesie na zaburinenom trávnom poraste bol progresívny, nakoľko rušivý vplyv, t. j. dočasné poľné hnojisko, pominul. Zavedenie kosného režimu na tomto type trávneho porastu tento progres ešte zvýraznil. Naopak, opätovné využívanie opusteného trávneho porastu kosbou raz ročne sukcesiu spomalil.

Z praktického hľadiska a z pohľadu výživy hospodárskych zvierat konzumujúcich produkciu získanú z trávnych porastov, kosba raz ročne pozitívne vplýva na rozvoj agrobotanických skupín lipnicovitých a bôbovitých v sledovaných trávnych porastoch. Skupina ostatných lúčnych bylín, je kosbou raz ročne stabilizovaná, alebo potlačovaná.

LITERATÚRA

- BRITAŇÁK N. – HANZES Ľ. – ILAVSKÁ I. 2011. Možnosti úpravy pôdnych vlastností ruderálnych trávnych porastov kosením. Lúkarstvo a pasienkarstvo na Slovensku 2011, 5: 38-40.
- COLLINS S. L. – MICHELI F. – HARTT L. 2000. A method to determine rates and patterns of variability in ecological communities. OIKOS 2000, 91: 285-293.
- FIALA, J. 2002. Současné systémy obhospodářování travních porostů. Úroda 2002, 50: 9-11.

- JANČOVIČ, J. – VOZÁR, Ľ. 2004. Čo s TTP, ktoré sa nevyužívajú na kŕmne účely. Naše Pole, 2004, 8: 24-25.
- JURKO, A. 1990. Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie. Príroda, Bratislava 1990, 200 p.
- KAMPICHLER, C. – VAN TURNHOUT, C. A. M. – DEVICTOR, V. – VAN DER JEUGD, H. P. 2012. Large-scale changes in community composition: determining land use and climate change signals. PLoS ONE 2012, 7: e35272, 9 p.
- LEGENDRE, P. – GALLAGHER, E. D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecologia 2001, 129: 271-280.
- MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurements. Princeton University Press, Princeton 1988, 179 p., ISBN 0-691-08491-2.
- MALOCH, M. 1952. Krmovínárstvo I. (Lúkarstvo a pasienkarstvo. Základy náuky o pestovaní lúk a pasienkov). Oráč: Roľnícke vydavateľstvo, Bratislava 1952, 447 s.
- MORAVEC, J. – BLÁŽKOVÁ, D. – HEJNÝ, S. – HUSOVÁ, M. – JENÍK, J. – KOLBEK, J. – KRAHULEC, F. – KREČMER, V. – KROPÁČ, Z. – NEUHÄSL, R. – NEUHÄSLOVÁ-NOVOTNÁ, Z. – RYBNÍČEK, K. – RYBNÍČKOVÁ, E. – SAMEK, V. – ŠTĚPÁN, J. 1994. Fytocenologie (nauka o vegetaci). Academia, Praha 2000, 403 p. ISBN 80-200-0128-X.
- NOVÁK, J. 1992. Posúdenie stability trávneho ekosystému podľa kvalitatívnych znakov. Poľnohospodárstvo, 1992, 38: 853-862.
- NOVÁK, J. 2008. Obnova pasienkov na karpatských salašoch. NOI-ÚVTI Bratislava, Nitra 2008, 200 p. ISBN 978-80-89088-64-5.
- RUŽIČKOVÁ, H. – KALIVODA, H. 2007. Kvetnaté lúky Prírodné bohatstvo Slovenska. Veda, Bratislava 2009, 136 p. ISBN 978-80-224-0953-7.
- RUŽIČKOVÁ, J. – ŠÍBL, J. 2000. Ekologické siete v krajine: ochrana biodiverzity. Slovenská poľnohospodárska univerzita, Nitra 2000, 181 p. ISBN 80-7137-761-9.
- SLÁVIKOVÁ, D. – KRAJČOVIČ, V. 1998. Ochrana biodiverzity a obhospodarovanie trvalých trávnych porastov v CHKO-BR Poľana. IUCN, Bratislava, 205 p.
- UHĽIAROVÁ, E. – ONDRÁŠEK, Ľ. 2004. Štúdium porastov vo vzťahu k ich funkcií v horskej krajine.
- KRAJČOVIČ, V. – MICHALEC, M. (eds). Využívanie trvalých trávnych porastov v horských a poľnohospodársky znevýhodnených oblastiach. Publikácia pri príležitosti vstupu Slovenska do Európskej Únie. VÚTPHP, Banská Bystrica 2004, 32-55 p. ISBN 80-968978-6-1.

**ROZVOJ MÚČNATKY TRÁVOVEJ V PORASTOCH PŠENICE LETNEJ
PESTOVANEJ V ZMESI ODRÔD**

**DEVELOPMENT OF POWDERY MILDEW IN STANDS
OF THE WHEAT VARIETY MIXTURES**

Darina MUCHOVÁ¹ – Danica FAZEKAŠOVÁ² – Mária LICHVÁROVÁ¹

ABSTRACT

This study considered the occurrence of powdery mildew on winter wheat over three vegetation years in locality Malý Šariš and determined dynamics of its development in variety mixtures comparison with pure stands. Severity of powdery mildew was evaluated in the field and it was expressed in term of area under disease progress curve (AUDPC values). The diversity of growing year conditions included in the study is reflected by the large variation of average mildew AUDPC of the 7 pure varieties and their 19 mixtures, which varied from only 8 to 268. All tested mixtures significantly reduced powdery mildew severity in wheat stands in comparison with their component varieties.

KEY WORDS

winter wheat, variety mixtures, powdery mildew, AUDPC

ÚVOD

Múčnatka trávová v porastoch pšenice letnej (*Triticum aestivum* L.), spôsobená obligátnou biotrofnou ektoparazitickou hubou *Blumeria graminis* (DC.) Speer f. sp. *tritici* Marchal, je ekonomicky významnou chorobou mierneho pásma na celom svete. Jej rozvoju napomáha zavlažovanie, pestovanie nízkych odrôd, aplikácia regulátorov rastu a zvýšené dávky dusíkatých hnojív. Straty na úrode zrna pri napadnutí múč-

1 RNDr. Darina Muchová, Ing. Mária Lichvárová
Centrum výskumu rastlinnej výroby Piešťany – Výskumno-šľachtiteľská stanica Malý Šariš,
080 01 Prešov,

e-mail: muchova@vurv.sk, lichvarova@vurv.sk

2 doc. Ing. Danica Fazekášová, PhD.
Katedra environmentálneho manažmentu, Fakulta manažmentu Prešovskej univerzity
v Prešove, Ul. 17. novembra č. 1 080 01 Prešov,
e-mail: danica.fazekasova@unipo.sk

natkou sa odhadujú na 10 – 20 %, ale podľa niektorých autorov môžu dosiahnuť až 40 % (REIS et al., 2000). Takisto sa významne znižuje výťažnosť múky a nepriaznivo sú ovplyvnené aj iné parametre kvality zrna (PERUGINI et al., 2008). Pestovanie rezistentných odrôd predstavuje efektívny, ekonomický a zároveň k životnému prostrediu šetrný spôsob, ktorým možno obmedziť používanie fungicidov a redukovať úrodové straty spôsobené týmto patogénom. Mnohé gény rezistencie proti múčnatke sa v priebehu krátkého času stali neúčinné v dôsledku častých zmien v populácii patogéna, podmienených okrem iného aj veľkoplošným monokultúrnym spôsobom pestovania pšenice letnej.

V poľnohospodárstve vyspelých krajín sa monokultúry stali dominantnou formou agroekosystémov. Monokultúrne plodiny disponujú vlastnosťami optimalizovanými pre dané agronomické a agroekologické podmienky. Ak sú tieto plodiny vystavené podmienkam mimo ich optimálneho rámca, stávajú sa obzvlášť zraniteľnými a často dochádza k zlyhaniu tých vlastností, pre ktoré sú pestované, napr. k rýchlej strate odolnosti voči určitej chorobe.

Pri vysokej koncentrácii plôch sú geneticky identickí jedinci pestovaní na veľkých výmerách dosahujúcich rádovo niekoľko kilometrov štvorcových (ZHU et al., 2000). Je nespornou skutočnosťou, že zvýšená uniformita biologického materiálu má svoje výhody, pretože uľahčuje zber, spracovanie a marketing plodiny, ale na druhej strane nesie so sebou veľké riziká, spojené nielen s periodickým premnožením niektorých druhov škodcov a patogénov, so vznikom ich rezistentných foriem (WOLFE, 2000), ale aj so znížením konkurenčnej schopnosti a vitality pestovaných rastlín. Úzka špecializácia a monokultúrne pestovanie plodín si tak vyžadujú vyššiu spotrebu chemických prostriedkov na ochranu rastlín proti chorobám, čo prináša riziká poškodenia životného prostredia. Preto sa v súčasnosti do popredia dostávajú systémy integrovanej produkcie rastlín, v ktorých sa zvažujú opatrenia nahrádzajúce uniformitu riadenou diverzitou.

Existuje viacero možností zvýšenia diverzity v populáciách poľných plodín a jednou z nich sú zmesi odrôd. BOWDEN et al. (2001) uvádzajú tri hlavné výhody spojené s pestovaním odrodových zmesí: stabilizácia úrody, uplatnenie kompenzačných vplyvov a kontrola chorôb. Zmesi sú vytvárané predovšetkým na základe rozdielnych špecifických odolností jednotlivých odrôd k vybranej chorobe, pretože redukcia chorôb v odrodových zmesiach je založená na hostiteľskej odolnosti. Mechanizmy pôsobiace v takýchto porastoch sú súhrnne označované ako interakčná odolnosť, ktorá má mechanickú a fyziologickú zložku (DREISEITL, 1998).

Vo vhodne zostavenom heterogénnom poraste rovnakého druhu sa nachádzajú vedľa seba rastliny odolné i náchylné k príslušným patogénom, čím sa znižuje hustota náchylných jedincov v populácii. BURDON & CHILVERS (1977) experimentálne potvrdili závislosť medzi hustotou náchylných rastlín a šírením sa múčnatky trávovej na jačmeni. CHIN & WOLFE (1984) uvádzajú, že zväčšenie vzdialenosti medzi rastlinami toho istého genotypu pri zmesnom pestovaní odrôd bolo najdôležitejším mechanizmom zabezpečujúcim ochranu jačmeňa proti múčnatke trávovej, hlavne pri včasných epidémiách. V dôsledku prítomnosti rezistentných rastlín v populácii a väčších vzdialeností medzi náchylnými jedincami sa spomaľuje rýchlosť šírenia patogénnych propagúl z rastliny na rastlinu a zároveň je redukované aj celkové množstvo

virulentných propagúl, ktoré dopadajú na náchylné komponenty. Tento efekt vzrastá s počtom odrodových komponentov v zmesi s rôznou odolnosťou a naopak je oslabovaný vzrastajúcou komplexitou jedincov v populácii patogéna, t.j. počtom virulencií schopných prekonať odolnosť rôznych komponentov.

Ďalším mechanizmom, ktorý sa môže uplatniť pri redukcii chorôb v odrodových zmesiach, je indukovaná rezistencia. K indukcii rezistencie dochádza po dopade spór avirulentných patotypov na inkompatibilného hostiteľa a následnom spustení jeho biochemickej obrannej reakcie. Avirulentné patotypy vyvolávajú v pletivách takýchto hostiteľov odolnosť, ktorá je účinná k následným virulentným jedincom. Takto získaná (indukovaná) odolnosť obmedzuje po určitú dobu ich reprodukciu a spomaľuje samotný infekčný proces (CALONNEC et al., 1996). CHIN & WOLFE (1984) predpokladajú, že indukovaná rezistencia zohráva dôležitú úlohu pri neskorších štádiách rozvoja múčnatky trávovej na jačmeni.

Novšie práce týkajúce sa múčnatky trávovej v odrodových zmesiach pšenice letnej pochádzajú od autorov MUCHOVÁ a FAZEKAŠOVÁ (2010), TRATWAL & WALCZAK (2010). Cieľom práce bolo zhodnotiť výskyt a rozvoj múčnatky trávovej v odrodových zmesiach pšenice letnej zostavených z pohľadu maximálneho obmedzenia rozvoja patogéna.

MATERIÁL A METÓDY

Experimentálne práce boli realizované v podmienkach prirodzenej poľnej infekcie múčnatkou trávovou v rokoch 2007 – 2009 v Malom Šariši, na lokalite s nadmorskou výškou 298 – 301 m n. m., patriacej do zemiakarskej výrobnjej oblasti. Lokalita má kontinentálny charakter podnebia s dlhodobým priemerným ročným úhrnom zrážok 603 mm. Dlhodobý priemer ročnej teploty je 7,9 °C.

Poľné pokusy s pšenicom letnou, f. ozimnou boli zakladané blokovou metódou s náhodným usporiadaním pokusných členov v 4 opakovaníach, sejbou na parcelky o veľkosti 10 m². Výsevná dávka pokusných variantov predstavovala 4,2 mil. klíčivých zŕn.ha⁻¹. Pokusy boli vysievané po predplodine kapusta repková pravá. Počas vegetácie boli porasty pšenice ošetrené herbicídnyimi a insekticídnyimi prípravkami na základe aktuálneho spektra burín a výskytu škodcov. Za účelom stanovenia výskytu múčnatky trávovej v odrodových zmesiach a ich komponentoch fungicídna ochrana plodiny nebola použitá.

Do pokusu bolo zaradených 26 variantov, z toho 7 čistých odrôd a 19 odrodových zmesí. Výber odrodových komponentov pre tvorbu zmesných variantov bol uskuutočnený na základe výsledkov štúdia znakov a vlastností súboru viacerých odrôd so zámerom vytvoriť zmesi, v ktorých by sa jednotlivé odrody navzájom dopĺňali, resp. kompenzovali vlastnosti negatívne ovplyvňujúce výšku a kvalitu úrody pri pôsobení nepriaznivých abiotických a biotických faktorov prostredia. Hlavný dôraz bol kladený na adaptáciu odrôd k miestnym pôdno-klimatickým podmienkam a na dostatočnú diverzitu odrôd v odolnosti, resp. tolerancii k biotickým a abiotickým faktorom. Súbor adaptovaných odrôd bol tvorený odrodami vyšľachtenými vo Výskumno-šľachtiteľskej stanici Malý Šariš – Malvína, Malyska, Torysa (ďalej označované ako „domáce“) a doplnený o zahraničné odrody Barroko, Hermann, Ilias a Manhattan. Zme-

si odrôd boli tvorené kombináciou 3 rozdielnych genotypov a pripravené dôkladnou homogenizáciou osiva príslušných komponentov v rovnakom pomere 1:1:1 (pomer vychádzal z počtu kľúčových známk). Jedným z členov v každej zmesi bola domáca odroda. Výnimkou bola jediná zmes, ktorá pozostávala výlučne z odrôd domácej proveniencie.

Intenzita napadnutia rastlín múčnatkou trávovou bola hodnotená vizuálne stanovením percenta pokrytia listovej plochy príznakmi napadnutia. Napadnutie múčnatkou bolo hodnotené na celej parcelke, v skorých vývinových fázach pšenice na štyroch vrchných listových poschodiach, v neskorších fázach v dôsledku postupného usychania starších listov už len na horných dvoch listoch. Hodnotenia sa uskutočnili v 2-4 termínoch podľa aktuálneho výskytu múčnatky trávovej v jednotlivých rokoch. Z percentuálnych hodnôt napadnutia múčnatkou trávovou sme vypočítali hodnoty AUDPC (plocha napadnutia pod krivkou vývoja choroby) podľa SHANNER & FINNEY (1977), ktoré vyjadrujú dynamiku vývinu choroby v priebehu sledovaného obdobia. Dosiahnuté výsledky boli štatisticky vyhodnotené pomocou viacfaktorovej analýzy rozptylu s využitím programu STATGRAPHIC Centurion XV. Na porovnanie stredných hodnôt odrodových zmesí s ich východiskovými komponentmi bol použitý t-test pre dva nezávislé výberové súbory.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vegetačné obdobia v sledovaných rokoch 2007 – 2009 a hlavne priebeh počasia v mesiacoch apríl a máj, ktorý je rozhodujúci pre vznik infekcií múčnatky trávovej, boli výrazne odlišné z pohľadu teploty, zrážkových úhrnov a ich rozdelenia v danom časovom intervale. Počasie v apríli a máji v 2007 a 2009 môžeme charakterizovať ako veľmi teplé a suché, v dôsledku čoho došlo k výraznému obmedzeniu vzniku infekcií. Podľa BITTNERA (2009) sú z epidemiologického hľadiska pre šírenie múčnatky optimálne teploty 12 až 20 °C, pričom nie sú vhodné priame zrážky, ale naopak priaznivejšie je suchšie počasie. Takýto ráz počasia prevládal v roku 2008. Navyše pravidelné zrážky vyskytujúce sa každý druhý až tretí deň v malom množstve od 0,5 do 2,5 mm v priebehu celého mája a prvej júnovej dekády zabezpečovali vo vnútri porastov pšenice vlhkú mikroklimu, ktorá je mimoriadne priaznivá pre rozvoj tohto patogéna.

Hodnoty AUDPC v sledovanom období kolísali vo veľmi širokom rozpätí od 8 do 268. Analýzou variancie bol zistený vysoko štatisticky preukazný vplyv ročníka na intenzitu napadnutia rastlín pšenice letnej múčnatkou trávovou vyjadrenej hodnotami AUDPC (Tabuľka 1). Preukazne sa líšili hodnoty AUDPC roku 2008 (93,9) od rokov 2007 a 2009 (11,9). Medzi hodnotami AUDPC rokov 2007 a 2009 neboli preukazné rozdiely. Na variabilitu hodnôt AUDPC vysoko preukazne vplýval faktor variant (odroda/zmes) a interakcia rok hodnotenia x variant (AB).

Tabuľka 1 Analýza variancie hodnôt AUDPC – múčnatka trávová

Zdroj variability	Stupne voľnosti	Priemerné štvorce	P hodnota
A:Variant	25	32958,1	0,0000
B:Rok	2	233140,0	0,0000
C:Opak	3	145,6	0,4378
Interakcie			
AB	50	20941,1	0,0000
AC	75	110,6	0,9623
BC	6	379,9	0,0320
Chyba	150	159,9	

Najviac napadnutou odrodou v celom pokuse vo všetkých rokoch bola odroda Malyska, preto údaje uvedené pri tejto odrode v Tabuľke 2 sú vyjadrením maximálneho percentuálneho napadnutia pšenice letnej múčnatkou trávovou v danom ročníku. Pri ostatných odrodách sa na základe dosiahnutých výsledkov potvrdila ich predpokladaná odolnosť, na základe ktorej bol realizovaný ich výber ako partnerov do odrodových zmesí.

Tabuľka 2 Poľná odolnosť odrôd a maximálne hodnoty napadnutia múčnatkou trávovou [%] v r. 2007 – 2009, Malý Šariš

Odroda	Kód v zmesi	Poľná odolnosť odrody	Rok			
			2007	2008	2009	2007 – 2009
Malvína	M	stredne odolná	1,00	8,00	1,00	3,33
Malyska	L	náchylná	3,00	53,50	6,25	20,92
Torysa	T	odolná	1,50	3,00	1,25	1,92
Barroko	B	vysoko odolná	0,75	1,25	0,75	0,92
Hermann	H	vysoko odolná	0,00	1,25	0,25	0,50
Ilias	I	stredne odolná	0,75	8,00	1,25	3,33
Manhattan	N	odolná	0,75	3,25	0,50	1,50
Priemer			1,11	11,18	1,61	4,63

V Tabuľke 3 je uvedený prehľad rozdielov medzi skutočnou hodnotou AUDPC zistenou pre zmesi odrôd a očakávanou hodnotu AUDPC, vypočítanou ako priemer príslušných komponentov. Na základe t-testu bol potvrdený štatisticky preukazný rozdiel hodnôt AUDPC medzi zmesami odrôd a čistými odrodami vo všetkých troch rokoch, jednotlivo aj v priemere za tri roky. Rozdiel v hodnotách AUDPC (2007 – 2009) medzi zmesami a ich komponentnými odrodami bol 18,85, čo v percentuálnom vyjadrení znamená redukciu múčnatky na úrovni 37%. Nižšie napadnutie rastlín múčnatkou trávovou v zmesiach odrôd zaznamenali aj GACEK et al. (1997),

pričom úroveň redukcie v dvojkomponentných zmesiach dosahovala 34 % a v trojkomponentných 41 %.

V našich experimentoch sme väčšie napadnutie pozorovali len v zmesiach s náchylnou odrodou Malyska, kde napadnutie bolo pomerne vysoké a pohybovalo sa na úrovni od 41,0 do 80,6, ale bolo výrazne nižšie ako pri samotnej odrode Malyska, ktorá dosiahla hodnotu AUDPC 267,6. Pri zmesiach s odrodou Malyska došlo vďaka prítomnosti ďalších zmesných komponentov, reprezentujúcich odolné až vysoko odolné odrody, k najvýraznejšej redukcii múčnatky trávovej. Najväčšia redukcia choroby bola zistená v zmesi odrôd Malyska-Hermann-Manhattan.

Tabuľka 3 Múčnatka trávová – rozdiely medzi skutočnou a očakávanou hodnotou AUDPC, vypočítanou ako priemer príslušných komponentov a priemerné hodnoty AUDPC za sledované obdobie r. 2007 – 2009

	Rozdiely hodnôt AUDPC: zmes – $\bar{x}$ komponentov				AUDPC: $\bar{x}$ 2007 – 2009	
Zmes	2007	2008	2009	2007 – 2009	zmes	$\bar{x}$ komponentov
MBH	-5,0	-11,8	-2,3	-6,4	10,58	16,96
MBI	3,5	-29,8	-2,0	-9,4	17,54	26,97
MBN	-9,2	-14,4	1,0	-7,5	13,17	20,71
MHI	-3,5	-29,1	-0,7	-11,1	14,42	25,51
MHN	-7,8	-14,9	0,3	-7,5	11,79	19,25
MIN	-5,7	-29,2	3,7	-10,4	18,88	29,26
LBH	-2,8	-146,2	-16,7	-55,2	41,04	96,26
LBI	-5,0	-111,9	-16,3	-44,4	61,88	106,28
LBN	-7,1	-67,0	-5,3	-26,5	73,54	100,01
LHI	-3,5	-143,7	-13,0	-53,4	51,42	104,82
LHN	-7,8	-142,0	-21,0	-56,9	41,63	98,56
LIN	-7,8	-69,5	-6,7	-28,0	80,58	108,57
TBH	2,1	-1,2	-1,0	0,0	14,08	14,10
TBI	-8,5	-19,2	-0,7	-9,4	14,67	24,11
TBN	-8,5	-10,0	-4,7	-7,7	10,13	17,85
THI	-2,8	-17,4	-4,3	-8,2	14,46	22,65
THN	-0,7	-8,0	-1,3	-3,3	13,04	16,39
TIN	-0,7	-7,2	2,0	-2,0	24,42	26,40
MLT	0,7	-44,9	12,0	-10,7	95,38	106,11
priemer	-4,21±2,77	-48,29±28,40	-4,05±3,84	-18,85±12,41	32,77	51,62
t štatistika	-3,01	-3,36	-2,09	-2,99		
P-hodnota	0,003	0,001	0,039	0,003		

ZÁVER

Zmesi odrôd s vhodne zvolenými odrodami odolnými proti špecifickým populáciám patogéna majú potenciál redukovať závažnosť múčnatky trávovej a prispieť tak k stabilizácii biologického produkčného potenciálu pšenice letnej. Ako najlepšie varianty s najnižšou úrovňou napadnutia múčnatkou trávovou v hodnotenom súbore sa prejavili zmesi odrôd Torysa-Barroko-Manhattan a Malvína-Barroko-Hermann.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla za finančnej podpory VEGA 1/0601/08, VEGA 1/0627/12 a KEGA 012PU-4/2012.

LITERATÚRA

- BITTNER, V. 2009. Škodlivé organizmy pšenice. České Budějovice: Kurent, 2009, 82 s. ISBN 978-80-87111-17-8.
- BOWDEN, R. – SHOYER, J. – ROOZEBOOM, K. – CLAASEN, M. – EVANS, P. – GORDON, B. – HEER, B. – JANSSEN, K. – LONG, J. – MARTIN, J. – SCHLEGEL, A. – SEARS, R. – WITT, M. 2001. Performance of wheat variety blends in Kansas. In Keeping Up with Research No. 128. Kansas State University Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service. Manhattan, Kansas. 2001.
- BURDON, J. J. – CHILVERS, G. A. 1977. Controlled environment experiments on epidemics of barley mildew in different density host stands. In Oecologia, 1977, 26, p. 61-72.
- CALONNEC, A. – GOYEAU, H. – DE VALLAVIELLE-POPPE, C. 1996. Effects of induced resistance on infection efficiency and sporulation of *Puccinia striiformis* on seedlings in varietal mixtures and on field epidemics in pure stands. In European Journal of Plant Pathology, 1996, 102, p. 733-741.
- CHIN, K. M. – WOLFE, M. S. 1984. The spread of *Erysiphe graminis* f. sp. *hordei* in mixtures of barley varieties. In Plant Pathol., 1984, 33, p. 89-100.
- DREISEITL, A. 1998. Výnos odrúbových smesi jarného ječmene. In Rostlinná výroba, 1998, 44, s. 149-155.
- GACEK, E. – CZEMBOR, H. J. – NADZIAK, J. 1997. Zastosowanie mieszanin odmian do poprawy zdrowotności oraz wysokości plonowania pszenicy ozimej. In Biul. IHAR, 1997, 201, p. 81-93.
- MUCHOVÁ, D. – FAZEKAŠOVÁ, D. 2010. The contribution of variety mixture utilization for enhancing the resilience of agro-ecosystems. In Növénytermelés. ISSN 0546-8191, 2010, 59, suppl. 4, p. 509-512.
- PERUGINI, L. – MURPHY, J. – MARSHALL, D. S. – BROWN GUEDIRA, G. L. 2007. Pm37, a new broadly effective powdery mildew resistance gene from *Triticum timopheevii*. In Journal of Theoretical and Applied Genetics. 2007, 116, p. 417-425.
- REIS, E. M. – MEDEIROS, C. A. – BLUM, M. M. C. 2000. Wheat yield as affected by diseases. In SATORRE E. H. – SLAFFER, G. A. (ed.) Wheat: Ecology and physiology of yield determination. New York: Food Products Press, 2000, p. 229-238, ISBN 1-56022-874-1.

- SHANNER, G. – FINNEY, R. E. 1977. The effect of nitrogen fertilization on the expression of slow-mildewing resistance in Knox wheat. In *Phytopathol.*, 67, 1977, p. 1051-1056.
- TRATWAL, A. – WALCZAK, F. 2010. Powdery mildew (*Blumeria graminis*) and pest occurrence reduction in spring cereal mixtures. In *Journal of Plant Protection Research*, 50, 2010, s. 402-407.
- WOLFE, M. S. 2000. Crop strength through diversity. In *Nature*, 406, 2000, s. 681-682.
- ZHU, Y. – CHEN, H. – FAN, J. – WANG, Y. – LI, Y. – CHEN, J. – FAN, J. – YANG, S. – HU, L. – LEUNG, H. – MEW, T. W. – TENG, P. S. – WANG, Z. – MUNDT, C. C. 2000. Genetic diversity and disease control in rice. In *Nature*, 406, 2000, s. 718-722.

ROLE OF RURAL AREAS FOR THE DEVELOPMENT OF RENEWABLE SOURCES OF ENERGY IN POMERANIA

Eugeniusz RYDZ¹ – Adam KOWALAK¹

ABSTRACT

An outline content: In the matter of resolving the problems of energy, the role of the rural areas as a producer renewable energy raw materials is increasing. Polish coastal voivodeships are particularly placed for the acquiring the renewable energy. They have good conditions for the development of nearly all unconventional forms of energy production. Programme for the development of energy in these voivodeships implies a significant increase in energy production from renewable energy sources, particularly in West Pomeranian where provides for the share of renewable energy (mainly wind energy and biomass) in the balance sheet of the energy of the Voivodeship to the level of more than 50%. In Gdańsk Pomerania, after periodic increase on the share of renewable energy in the energy balance of Voivodeship in 2015 (24,6%), this share is projected to decrease to a level of approximately 12.7% in the period 2020-2025.

Due to above, the fulfilment of EU criteria for participation of energy acquired from renewable sources in the energy balance is not guaranteed.

KEY WORDS

renewable energy sources, countryside, coastal Voivodeships

INTRODUCTION

Lasting from 1989 systemic transformation in Poland has caused the increasing importance shall be assigned to problems of rational use of environmental resources. The need for restrictions on use non-renewable resources is highlighted, in order to ensure equal opportunities for development both current and future generations. The European Union, which Poland is a member, places particular emphasis on the restriction of greenhouse gas emissions by the Member States and to develop renewable energy sources. In the adopted package “3x20” it is assumed as follows: increase efficiency in energy consumption by 20%, the increase in CO₂ emissions by 20% and

¹ *prof. zw. dr hab. Rydz Eugeniusz, Dr. Eng. Adam Kowalak
Institute of Geography and Regional Studies, At the Pomeranian Academy in Słupsk
rydz@apsl.edu.pl, jakowalakceew@hotmail.pl*

20% share of the production from renewable energy sources in total energy balance sheet. The goal of achieving 20% share of renewable energy in scale throughout the Union, founded in EU energy policy, has been postponed to the intermediate objectives for each of the Member States. For Poland it is 15% of energy from renewable energy sources (RES) in the entire national final energy market (including: electricity, heat and transport fuel). The increasing role of rural areas as energy producer is being indicated in the discussion of the implementation of programmes to achieve all three predicted levels. In making efforts to assess the ecological balance in the rural areas and host ecosystems in Poland, one of the most important environmental problems of contemporary world cannot be left out. It is a contradiction between the forecast of global, drastically increasing demand for energy in a global scale and the need for permanent reduction of greenhouse gas emissions into the environment. Population increase in the world and efforts of societies residing in developing countries in order to achieve prosperity will sustain the tendency to increase in energy consumption. On the other hand, the threat of a climate change will reduce greenhouse gases emissions. The IPCC report (Intergovernmental Panel on Climate Change)-the International Panel on Climate Change of the year 2007 shows that without the restriction of half greenhouse gas emissions the maintenance of ecological balance in a global scale is not realistic. Improvement of the existing situation is possible either by preventing a significant increase of energy consumption, or by a very rapid development of new production technologies and more effective methods of use of energy (energy efficient technologies). This requires not only general implementation of the new technological solutions in the next two generations, but what is the most important change so aspirations and moral attitudes of people. It should be noted that for more than 25 years rural areas gradually change their place in the energy market. The energy consumer has become one of its producers also. Speaking on energy problems of rural areas, two aspects- energy consumption and production of energy - should therefore be taken into account. In both of these fields both world as well as Poland has much to be done. The purpose of this study is the analysis of efforts on the Polish Pomerania in the production of renewable energy on the basis of raw materials of agricultural origin, and the impact assessment of renewable energy on rural development in coastal provinces. Programmes of energy development drawn up in two provinces, an estimation of the potential wind energy and energy based on biomass together with researches carried out among farmers and agricultural advisers served for the material used for analysis and evaluation.

The village as an energy consumer

Energy consumption in rural areas is determined by energy expenditure on agricultural production and consumption of energy in the household. Both of these factors have a decisive influence on the profitability of production of food and raw materials of agricultural origin.

Improvement of energy output used for production is closely connected with intensification of production (consumption of mineral fertilizers per hectare, mechanization etc.).

In the intensive model of agriculture, preferred in the European Union, since the implementation of Mc Satchary's reform in 1992, the expenditure energy per unit of food production have constantly increased. Mechanization, chemicalisation, transport, storage and building livestock buildings allowing the use of new breeding technologies required ever-greater financial resources. After the entry into force of Common Agricultural Policy in the years 2000 to 2006 (so called Agenda 2000) and subsequent Common Agricultural Policy in the years 2007 to 2013 (referred to as Agenda 2007), there are for European agriculture clear trends to its ecologisation. There is no scientific evidence yet certain that it is possible to reduce by 4 times the consumption of energy for the production of crop unit, fat unit or protein unit, but attempts to achieve that purpose shall be taken. Some of the researchers believe that compliance with demands on energy savings in agricultural production can be achieved by using genetic engineering and genetically modified organisms.

For example some varieties of cereals may be adapted to cooperation with bacteria allowing the use of nitrogen air (such as nitrobacteria), which would reduce drastically both expenditure on energy production and use of nitrogen fertilisers. These technologies are not yet fully known, and now it is known well that the possible implementation will produce a range of other, not yet identified by the end environmental problems, such as migration of genes.

The problem of reduction of energy input to the food production while safeguarding human population's growing needs for food in a global scale remains an open topic-it represents a challenge for professionals of various disciplines of science for the years to come. The problem of reduction of energy consumption in the households of rural population appears to be much simpler to resolve. This problem is particularly important for Poland. According to MICHNA (1998) we are dealing with enormous energy waste resulting from poor thermal insulation of buildings and obsolete, low efficient heating installations. The author indicates the need to initiate actions aimed at energy efficiency for heating purposes not only in the city, but also in the village.

These actions should be targeted mainly at:

- reducing demand for useful heat and volume of its consumption in homes by improving thermal insulation of buildings (windows and doors, ceilings and walls, roofs of unheated parts adjacent to residential buildings),
- fluent, automatic regulating of consumption and production of useful heat in the adaptation to the actual, current needs (application of electronic equipment for that purpose).

Today, after nearly 12 years after the publication of programme of Pro-ecological Rural Development, Agriculture and Food Economy by 2015 it can be assumed that the average consumption of energy for the living in rural areas is much smaller than in the 1990s-the 20th century. Among other things this was confirmed by the results of researches carried out by students in Pomeranian Academy, Slupsk in 2010 in the villages of rural commune Wejherowo. From these studies it appears that among 100 residential buildings built before 1995 only 17 are thermal insulated (have insulated walls and the new, tight windows).

In the case of buildings built in the years 1996-2009, 100% of them have established tight windows, 91% have insulated walls - other owners expect to insulate their build-

ings in the coming years. Students have not been able to gain more detailed information on the plans to improve energy balance from the owners of older buildings (RYDZ & KOWALAK, 2011).

Multi-functional character of agriculture and energy production in rural areas

After the implementation of the economic restructuring program, known as the Balcerowicz plan, which constituted a basis of transformation of the political system, Poland became the only European country that did not subsidize farming directly. It led to serious collapse of that sector.

The increase in interest in agricultural issues occurred only with the accession of our country to the European Union and thus with implementation of a Common Agricultural Policy which supports the agriculture. Both in highly developed countries as well as in agricultural policy of the European Union approach to agriculture has changed in the past 20 years.

The functions, which are not reflected in the volume of agricultural production and in most other statistical meters, started to be perceived and appreciated.

Belief that agriculture in complying with the functions of manufacturer of food necessary for life and of raw materials for industry (including energy raw materials), also conforms to a number of other functions very important for man: ecological, social and cultural, is becoming more common. As rightly WILKIN (2009) points out: "farmer is a trustee of one of the most valuable resources of each society, which are utilised agricultural area, as well as many goods of nature". Maintenance of these resources in proper condition for the present and future generations is a matter of the highest importance.

Present agricultural policy of the European Union implies that if for the production the market should remunerate commercial goods farmer, the fulfilment of the number of functions important for the public should be remunerated by public funds. The importance of economically immeasurable functions of agriculture and its multifunctionality affected the position of the European Union in the negotiations on the forum of World Trade Organization (WTO).

WILKIN (2009) presents a proposal for a classification of non-commercial functions of agriculture developed by the Belgian agricultural economist G. Huylenbroeck.

It makes four types functions:

1. "Functions green" : management of resources of the soil in order to maintain its valuable properties, creating optimum conditions for wild animals and plants, farm animal welfare protection, maintaining biodiversity and improving the circulation of chemicals in agricultural production systems.
2. "Functions blue" : management of water resources, improving quality of the waters, preventing the flooding, manufacturing of water power and wind energy.
3. "Functions yellow" : keeping the coherence and viability of rural areas, maintaining and improving cultural traditions and identities of villages and regions, green tourism and hunting development.
4. "Functions white" : ensuring food security and production of food of increased quality (food security and food safety).

Apart from food production, production of energy raw materials is presently a commercial function of agriculture. It is an important element of multifunctional rural

development that gives farmers the possibility of achieving additional sources of income from the sale of energy raw materials. Constant growth in demand for energy and permanent increase in prices for fossil fuels in the mainly crude oil and energy security threatened by numerous conflicts has increased interest in renewable energy, including biofuels of agricultural origin.

In highly developed countries and across the whole of the European Union we observe the increase of interest in production of biofuels. However, positive impact of biofuels of the first generation on the environment raises controversy. Many authors indicate improper methods of calculating the environmental costs of agricultural production in the energy purposes.

Among other things, water used for irrigation energy crops plantations is not included in the calculation. Also, it is doubtful whether indeed the carbon dioxide emissions during combustion of biomass are matched in fully by quantity of carbon dioxide consumed by energy plants in the growing season. Emissions resulting from a production of fertilisers and plant protection products as well as the problem of air pollution by transport are omitted in economic calculation.

Lines of agricultural production for the energy purposes may be decided by a large variety of indirect effects of those crops on land use change ILUC (Indirect land use change impacts of biofuels). The problem of ILUC concerns the difficult theme of impact of crops intended as a raw material for production of biofuels on other agricultural crops, those guaranteeing food security included. Energy crops from their areas to often worse positions oust them. The presence nature protection areas determine development of agricultural production in the energy purposes also. There are restrictions on economic function in the areas covered by protection.

Energy crops require intensive agricultural production methods (high doses of fertilizers, mechanization), which significantly affect the environment of soil and water. In the case of energy crops, which are imported from abroad, the risks invasion of foreign plant species and therefore competition and displacement (due selective predominance) and crossing with native species, giving hybrids capable of controlling ecosystem should be taken into account. The ability to excessive expansion causes, that these species are harmful, both for the natural environment as well as for the economy. This is because these species cause burdensome weed infestation of natural ecosystems and agricultural crops. Studies concerning the behaviour of a small number of energetic plant species in the natural environment (most species has not been tested) have been carried out in Poland. Of these that have been researched, Polygonaceae and Heracleaceae were considered to be very invasive species.

The Sakhalin Knotweed (*Fallopia sachalinensis*) found itself in a list of species to be tackled.

Its negative impact on native species is significant throughout Poland. Also Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) was included in the list of expansive plants. Applying the precautionary principle should approach the growing of all the other energy crops.

An answer to the two basic questions is searched for in Europe and in the world: How to safeguard food needs growing population? Whether or not available (limited) land area under cultivation is sufficient to meet the increasing demand for biomass?

In the nearest future the position from the European Commission on this matter is expected.

CENDROWSKI (2011) an expert of Lotos Group in the field of biofuels indicates the fact that the European Union is an importer of agricultural land in per capita, which means that to the needs of it is used a greater agricultural area than the EU owns. This means that the EU takes the cultivable land from the world “. The change in this respect is very unlikely, because Europe as opposed to poor countries has the money on both the purchase of food as well as for imposing the structure of crops. As Cendrowski writes “... the demand for food you have to pay. Biofuels pay for the area under cultivation; people from the countries affected by hunger don’t pay, because they are poor”. Therefore, biofuel production on a global scale may be related to the risks involved in the conflict of rich and poor countries. Also MARZEC (2011) notes on this important issue. The main subject of conflict between rich North and poor South may therefore prove to be food.

Renewable energy sources in Poland

Guidelines of development of energy generated from renewable energy sources in Poland are contained in the “renewable energy development strategy” adopted by Sejm on 23 August 2001. In this document 5 types of renewable energy are specified:

- Solar (thermal collectors, photovoltaic),
- Wind energy,
- Energy of flowing water (small-scale hydro), Energy flowing water (small-scale hydro),
- Geothermal energy,
- Biomass energy (direct incineration, biogas, liquid fuels).

Licensed renewable energy sources in Poland in 2011 are shown in Table 1.

Table 1 Licensed sources of energy in Poland in 2011

No	Installation Type	Number of Installations	The Installed Power (MW)
1	Biogas Power Stations	157	93,406
2	Biomass Power Plants	19	421,280
3	Wind Power Plants	472	1389.452
4	Hydroelectric Power Stations	741	947,640
5	Power Stations Performing Technologies of Co-Incineration	44	-
6	Photovoltaic Installations	4	0,104
	Total	1437	2851,882

Source: The Energy Regulatory Office (<http://www.ure.gov.pl>) situation as of 16 June 2011.

The development strategy for renewable energy projected increase of the share of renewable energy in the balance sheet of primary energy from around 2,5% in 2001 to 7,5% in 2010 and 14% in 2020, in a national level.

Unfortunately, until 2010 it was not possible to achieve assumed indicator.

According to the data of Energetic Regulation Authority, who supervises the electricity market, it is clear that in 2010 all sources of renewable electricity gave about 9,3 TWh current, at the national electricity consumption Gross of 155 TWh it is just 6%. Information regarding low participation of renewable energy in balance of the state is a poor forecast for the future.

The geographical characteristics of Polish Pomerania

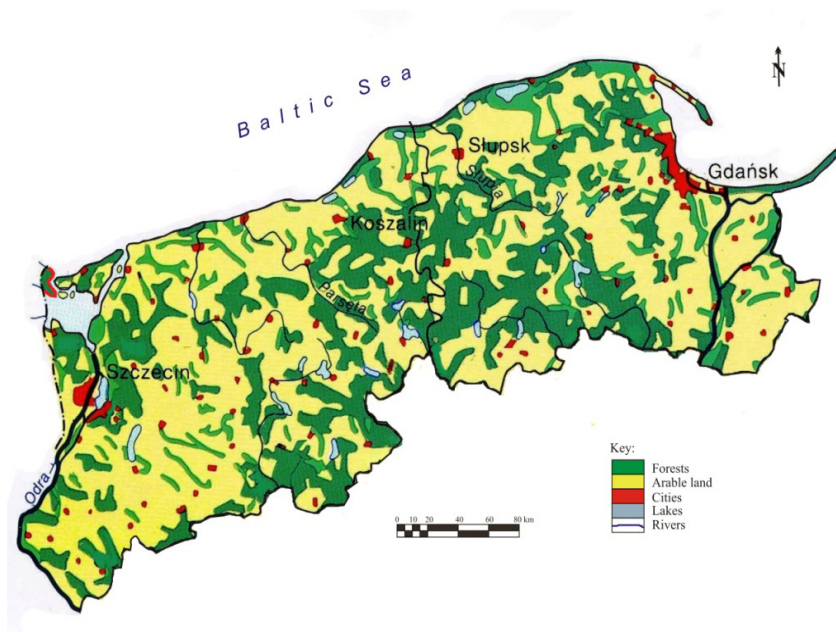
Pomerania is one of the more clearly outlined geographical regions among the Polish lands. It represents a territory relatively compact, with sharp and legibly marked borders. The clarity and sharpness of the borders of Pomerania are accentuated by powerful furrows of valley forms related to each other. To the West it is the Lower Oder Valley, Lower Vistula River valley in the east, and to the South an ancient melt water valley (*Urstromtal*) of Noteć-Warta, named also Toruń-Eberswalde meltwater valley (Thorn-Eberswalde *Urstromtal*), which bounds both of these valleys.

This system of three valley sections closely related with each other, closes in the geographical areas of Pomerania as a framework, the fourth, the northern boundary is the shore of the Baltic Sea. Geographical and natural firmness of Pomeranian lands, and their natural link with the main stem of the Polish state assigned the Pomerania, the role of the most important parts of the territory of Poland, in the past, as well as at present. Total surface area of two coastal provinces is 41181 km², which is 13,05% of the country area. Agricultural land occupies 1800500 ha, which is more than 48% of the surface region. Agrarian structure is better than the average in the country. The average size of the farm is around 20 ha (in the country 7,6 ha).

The landscape of Pomerania is mainly the result of action of Scandinavian ice during the Pleistocene. The formation, expansion and disappearance of ice caps were made apparent in the construction of an entire geological floor and shaping of its surface. Characteristic is the zone layout for the glacial form.

Among the components of geographical environment in Pomerania, which play an important role in the development of agriculture, only local soil show greater diversification, however, not in terms of genetic, but the value in use.

The dominant Pomeranian podsol soil are of the average low fertility (80-90%), depending on whether they are sandy, whether on-clay, and therefore whether they developed in the southern outwash plains (sandurs) of Pomeranian slope, or in the moraine plains of shore land. From this order differ strongly the fertile alluvial soils of Żuławy in the first and black earth developed in Pyrzyce region. So the quality of soils, closely genetically related to the quaternary formations of subsoil and upper Pleistocene landscape, is an essential factor for designating land use and guidelines for rural development in Pomerania.



Pic. The area use in Pomerania region

Source: Geograficzny atlas Polski, Wyd. PPWK im. Eugeniusza Romera, Warszawa - Wrocław 2005. Opracowanie własne

Figure 1 Structure for the land

Besides the thermal relations, another important component of the climate is the atmospheric precipitations. In their quantitative distribution in the Pomeranian area the asymmetry is significant. The northern slope of almost entire region (except the lowlands of Szczecin), receives more than 600 mm precipitation per year. The whole southern slope of Pomerania including Szczecin Lowlands in the west and the shores of Bay of Gdańsk and lower Vistula river valley and in the east, receive less than 600 mm precipitation during the year. A course of a rainfall during the year is in such a way, that the warm season precipitations are on average 50% higher than in cool. An important feature of the climate of Pomerania – with a view to their use for energy purposes (onshore wind plants) is the movement of baric centres, and especially with the intense migration of low pressures which shape winds and, in the Pomerania these are mostly winds from the west. On the Pomeranian Coast, they achieve significant speed, pursuing a maximum of 35m/s, especially in cold times of the year. Therefore the coast of the Baltic Sea is known from numerous storms in the winter. The frequency of winds on the coast is also highlighted by the negligible number of periods of silence when compared with the rest of the Polish area, which is essential for wind energy development.

Problems of renewable energy development in Pomerania

The assumption of growth of energy generated from renewable energy sources (RES) in the overall energy balance of Pomeranian voivodeships was considered one of the basic priorities in several documents, among others: the “Regional Energy Strategy with Particular Emphasis on Renewable Energy Sources in the Pomeranian Voivodeship for the years 2007-2025” (developed in 2006) and adopted in 2010 “Development Programme for Power-generating Sector of the Renewable Energy Sources in the Pomeranian Voivodeship for year 2025”, “Development Programme for the Energy Sector in the Westpomeranian Voivodeship to 2015 with the prognostic part up to year 2030”.

The purpose of elaboration of these documents was processing the arrangements of state energy policy to the regional level. They introduce the principle of sustainable development energetic economy, taking into account the specific actions thermo-modernisation and savings in the area concerned light of specific thermo-modernisation actions and savings in the area concerned.

It is assumed that implementation of the assumptions will be made, inter alia, by:

- Ensuring the energy security of supply of electricity (development of electricity networks, construction of new highly efficient sources of electricity);
- Improving energetic efficiency;
- Increasing the volume of production of electricity from renewable sources (construction of new RES and liquidation of obstacles for their development).

The characteristics of renewable energy sources related with agriculture

Solar Energy

Opportunities for the use of solar energy will depend on the values of insolation and solar exposure time. In the scale of the country, the Pomeranian Voivodeship is characterised by the favourable conditions of the insolation, particularly in a seaside lane. It should be noted that the average value of solar exposure time in the area of Pomeranian Voivodeship is higher than the national average and is approximately 1700 h/year. The solar energy is most applicable to heating water using solar collectors.

It is estimated that it has the potential to meet around 90% of the demand for warm water of the residents of Voivodeship in the summer season; it may also be successfully used for drying the agricultural goods such as drying the hay. According to the authors of “Development Programme for Power-generating Sector of the Renewable Energy Sources in the Pomeranian Voivodeship for year 2025”, the production of photovoltaic conversion energy based on present technical possibilities is possible only for purposes of power sets for low power and small periodic consumption of energy. This is in clear contradiction with the direction of development of energetics in the world. Professor BORKIEWICZ (2010) member of the Commission for the protection of the environment, natural resources and Forestry of Polish Academy of Sciences believes that energy policy, visible also in the regional programmes focuses on the “intensive learning about conventional energy sources and increasing their

rank and role in the system of energy". He criticises the return to the concept of the nuclear power station construction in Żarnowiec. He points to a clear turn in energy policy in many countries. The US, China, Japan and Germany, which not only have intensified research on the use of solar energy, but started the construction of objects to its collection. After the failure of the nuclear plant in Japan, there has been a clear change in the energy policy of the European Union, among others, in the direction of exploitation of solar energy.

There are consistent and increasingly widespread opinions among those who know the problems of climate change, that our civilization will be determined by the use of solar energy already in the years 2040-2050.

The use of solar energy is considered as an important part of the solution to the problem of demand for energy in rural areas, where the location of the collectors is much easier than in the cities. The use of this energy in agricultural holdings in Pomerania is however small.

According to estimates, only a few dozen of households have solar collectors.

Wind Energy

The biggest wind energy resources in the region are on the coast of the Baltic Sea. This phenomenon causes the intensive wind energy development in the last period. Conditionings for wind energy development in the studied area are referred not only to wind resources, but also to the development of the local infrastructure, including primarily the electricity grid. The first in Poland, the biggest wind plants have been built on Pomerania.

Now the largest wind park on the studied area is a power station in Karścín (90 MW) in the Westpomeranian Voivodeship (the biggest wind power plant in Poland with a capacity of 120 MW is built in Margonín in Voivodeship Wielkopolskie, that means outside an area under consideration). There are 42 wind power stations in Pomerania (by status on 31.12.2011). The Pomerania enjoys enduring interest of foreign investors. They consider Poland for very promising market for investment in renewable energy, including in particular wind.

The Danes, Germans, Dutch, Spanish, Americans, and even the Japanese are investing in the development of wind power in the studied area.

It can therefore be considered that the development of wind energy in Pomerania predicts shortly achieve significant increase of obtaining energy from sources which are not possible to be scooped out.

So it could be considered that wind power development in the Pomerania predicts a significant increase of obtaining energy from undepletable sources in the short term.

Wind energy and agriculture

For agriculture, wind energy is the element of competition for use of space.

Although the area which occupies one windmill is approximately 0.04 ha, the large wind farms occupy even a few hundred hectares.

The location of windmills does not always prevent the agricultural use of land in the area of the plant. Since the wind plants are built mostly on the weaker land, it is considered that their location rolls up on the level of agricultural production in moderate degree.

However, this problem should not be overlooked in the planning of development directions; all the more that it concerns significant areas. It is estimated that even around 15% of agricultural land in studied region may meet the conditions for the construction of the wind plants. There is particular situation in the West Pomeranian Voivodeship where 12,8% of agricultural land is the attractive area in economic terms for wind energy (on average in the country is 3,8%). At the same time West Pomeranian Voivodeship has the highest percentage of the biggest farms (over 50 ha), which means less difficulties in obtaining the rights to the land and the need for negotiations on matters of location with less number of interested parties. The rate for the lease of the land under the wind plants is also important. According to data obtained from the Polish Wind Energy Association, the average annual rate for the lease of land under windmills is about 20 thousand zlotys per year. Economic balance favourable for wind energy and negative for agriculture, may decide to adverse effects in the food sector changes in land use.

From the point of view of multifunctional development of rural areas the wind power development seems to be favourable, inter alia because it creates new jobs outside the agricultural sector.

The energy of the biomass

Biomass as a source of renewable energy raises high hopes in the Pomerania. Pomeranian Region focuses in particular for its use for energy purposes. Biomass may be used for energy purposes in the processes of direct combustion of solid biofuels (wood, straw), the gas in the form of biogas, or processed in the liquid fuel (oil, alcohol). In the nearest term may be expected a substantial increase in interest in using solid biofuels as wood and straw.

From the forests and woods of this Voivodeship large quantity of firewood are acquired, and from sawmill processing operations and pulp industry waste wood. Firewood also comes from roadsides, orchards and green areas in the cities. An important source of energy from biomass is straw of cereals and rape.

Table 2 The potential resources of solid biofuels in Pomeranian Voivodeship [t/year]

Type of resource	The possibility of obtaining
Energetic wood from forest inspectorates	227 779
Post clearing waste wood	230 733
Energetic Wood from the districts	268 872
Waste wood of road maintenance	8 811
Energy crops (willow)	964 131
Energy crops - rye (grain)	112 317
Energy crops (straw - rape, rye)	168 335
Energy crops (rape seed)	6 290
Municipal waste	464 000
Wastes from municipal green areas maintenance	2 468

Source: own study based on the 'Programme for the Development of Electricity with Renewable Energy Sources in the Pomeranian Voivodeship to the year 2025'.

The data presented in Table 2 show that the main sources of biomass in Pomeranian Voivodeship are the energy crops and wood. The possibility of obtaining timber not only from forests, but also from “rural districts” is worrying.

This implies mainly cutting down the trees of the roadsides, which are nonetheless still undervalued wealth of nature and of landscape of Pomerania.

Biogas production in manure and waste treatment installations, agricultural waste and water treatment plants and landfills allows obtaining a high-energy source of renewable energy.

Biogas production potential, originating in the first of all holdings of pigs and poultry, focuses in following districts: Czluchowski, Kartuski, Wejherowski, Kościerski and Słupski.

A significant amount of energy can be obtained also through the use of biomass from the special energy crops. It is estimated that the existing and potential biomass resources can be expected to cover around 19% of the demand for heat of the Voivodeship. In the period of the last 5 years a significant increase in interest in the field of biogas and agricultural biogas plants can be noted. This is evidenced by the launch of six agricultural biogas plants in Middle Pomerania in the years 2008 to 2011.

Previously, on a scale of the country only one biogas plant of this type was operational, also located in the Pomerania. Biogas plant is an installation for the production of biogas from biomass plants, livestock manure or organic wastes from agro-food industries. The acquisition of energy from agricultural biogas plants solves the problem of storage of waste (often onerous for the environment), and limits the emission into the atmosphere at high concentrations of methane coming from the fermentation of stored biomass. Processing of organic substances may be a source of valuable fertilizer for agriculture. They can be considered as a factor stimulating economic development, increasing energy security and creating new jobs. Agricultural biogas plants produce energy in a highly efficient manner.

Bundling the production of heat and electricity permits efficient use of energy contained in the biomass even to approximately 87% of which about 37% is the electric energy, while the rest is heat, which practically without losses may be used within an object and its closest surroundings. The theoretical potential of achievable biomass can be determined by simulating potential yields. These are the biggest yields obtainable on a given area specified on the basis of experience in the field and production. Estimation of the potential of biomass energy crops has recently changed as a result of the withdrawal of area additional payments for crops for energy purposes by the EU in the year 2010 (CAP) and consequently increase the profitability of the food and feed crops. MARKOWSKA (2010) studied the energetic potential of biogas in 640 farms which kept the economic accounts (diffused sources) in the Pomeranian Voivodeship. It showed that the largest potential for biogas from crops of energy purposes exists in following counties: Wejherowski (ca. 140000 MWh), Słupski (ca. 120 000 MWh), Gdański (ca. 65000 MWh) and Czluchowski (38000 MWh).

KOWALAK (2012) researched motivations for taking the decision to undertake the production of energy plants by farmers. The research included 110 farmers growing crops for energy purposes.

The results are summarized in Table 3.

Table 3 Motivations of farmers to implement energy crops (respondents could give two answers)

Motivation	(Number of respondents)	% of respondents
Economical Profitability	107	97,27
The Security of Its Own Energy Needs	28	25,45
Desire to Protect the Environment	4	3,64
Desire to Acquire an Alternative Source of Income	32	29,09
Demand on the Market	11	10,00
Other	16	14,55

The obtained results suggest that the major reason for switching the production from food production to the production for energy purposes is profitability.

Only slightly more than 25% surveyed farmers reported the need to meet their own energy needs as the reason.

29% of respondents have decided to introduce energy crops to their holdings in order to obtain an alternative source of income, allowing the flexible bringing production, subject to the general economic situation in the market. Farmers in principle do not attach importance to the impact of their decisions on the environment. 10% decided for energy crops with previously identified outlet to the market.

The interviews carried out with 35 agricultural advisers dealing with this issue in a Pomerania show that the impetus for the dissemination of crops for energy purposes was additional payments for these crops introduced by the European Union in year 2007. Although a decrease in premiums caused not any major drop in area allocated under energy crops, significantly reduced interest of new producers in these plants. Agricultural Advisers in the majority (90% of surveyed) believe that the agricultural production on the energy purposes in the current conditions do not endanger the food safety.

Liquid Biofuels

The researches carried out by IUNG (the Institute of Cultivation and Fertilization of the Soil) in Puławy show that among the liquid fuels derived from biomass, production of biodiesel from vegetable oils and use of the additive ethanol into petrol may be of importance. Kuś (2003) stresses that the use of liquid fuels has a long history, because already in 1920, Rudolf Diesel used oil of peanuts to propel his engines. Also in Poland in the period between the two World Wars a mixture composed of 70% to 30% alcohol and petrol was produced. This product, however, was forced out of the market by cheaper petrol of crude oil.

Biodiesel is diesel oil or a fuel for compression-ignition engines or a biological component to fuel in the form of vegetable oil esters. In Europe mainly ester rape (MER) is used. It is applied as fuel in pure form (in adapted vehicles), or as an admixture to conventional diesel oil.

Rape covers approximately 80% of the acreage intended under oil plants in Europe. In Poland, its share is even higher and is 95% of the area of the oilseed crops.

In Pomerania in 2010 in the area 199,8 thousand hectares has been cultivated with rape. In relation to the year 2002 there was nearly double the increase of the area of this plant. It should be noted that the surface of the cultivation of rape is continually fluctuating – in the year 2011 crop area declined by 19.1% on the territory of the Pomeranian Voivodeship.

For example, this is indicated by researches conducted on the premises of the county of Slupsk. A similar phenomenon occurs in the whole region. However, the Food Economy Bank (BGŻ) forecasts are optimistic. BGŻ sees the chance of a substantial improvement in the production of rape esters in the coming years.

Renewable energy in the electricity sector development scenarios for Pomerania

Under the programme for the development of the energy sector, development scenarios for electro-energy sector have been developed, five for Pomeranian Voivodeship and three scenarios for Western Pomeranian Voivodeship.

They were worked out on the basis of analyses covering the current state of transmission and distribution systems, the potential of the generating facilities of the largest sources of electricity, the existing potential of renewable sources of electricity, and the current balance of the production and consumption of electricity within the Pomeranian Voivodeship.

These scenarios take into account the following needs:

- energy security of the region,
- improving energy efficiency,
- improve ecological safety,
- increasing the share of renewable energy in the overall energy balance,

Accepted for implementation in Poland the Pomeranian scenario IV of sustainable development of the electricity sector implies the diversification of energy production in the Voivodeship. The principal supplier is to be eventually proposed nuclear power plant in the vicinity of Żarnowiec. Also energy production from renewable energy sources-mainly based on wind and biomass- will increase significantly.

According to the authors of the programme the accepted scenario ensures high safety of electro-energy in Pomerania; its implementation will enable the transformation of the Pomeranian Voivodeship from the importer to exporter of electricity.

Implementation of this scenario represents a compromise that will allow economic development of the in the explanatory memorandum Voivodeship, while ensuring satisfactory ecological effect.

It is emphasized in the explanatory memorandum that this scenario is characterised by the many exemplary technical parameters and allows the fulfilment by Poland the economic obligations arising from EU directives, which is about 15% of the share of renewable energy in the national final energy balance.

The scenario No. IV assumes the following investments:

- construction of the energy block (electric block) with a capacity of 800-1 000 MWe, coal fired in Gdansk This block will also produce heat for the urban heating system (putting into service in the years 2016-2018),
- construction of power plant coal in the area of the lower Vistula River with a power of 1 500-2 000 MW (the years 2016-2019),

- the construction of a nuclear power plant in the vicinity of Żarnowiec with power output of 1 400-1 600 MW-The first block is to be built in the years 2020-2021,
- construction of a gas central heating plant in the vicinity of Lotos Gdansk Refinery under the 200MW (in operation before 2015),
- construction of a gas power station intended to work on the basis of the peak load, power of 800 MW. ‘Programme for the development of electricity with renewable energy sources in the Pomeranian Voivodeship to 2025’,
- construction of the plant for thermal waste disposal in the area of Gdynia, equipped with the energy block of 10-15 MW (operational until the end of 2014),
- construction projects of wind farms on the land will be implemented at a pace of 400-450 MW installed power on each 5 years,
- wind farms at sea construction projects will be implemented at a rate of 150-170 MW of installed power for each 5 years,
- the construction of biogas plants will be implemented in quantities of about 50 installations on each 5 years (average power of 0.50 MW),
- the construction of other renewable sources of energy implemented will be at a rate. 10 MW of installed power on each 5 years.

The available source materials show that the balance of power from all sources of energy in the region of Pomeranian Voivodeship in the years 2015-2025 will be clearly differentiated.

Share disposal capacity from renewable energy sources is estimated at 24,6 MWe in 2015 and will be followed by gradual decline to the level of 12,9 MWe in year 2030 in result of the activation of nuclear power plant.

This fact leads to a reflection on the implementation of the policy of sustainable development of the Voivodeship in the field of energy. The decline in the share of renewable energy in the overall balance of the Voivodeship clearly confirms the previously cited thesis of Prof. Borkiewicz that energy policy of the state, visible also in the regional programmes focuses on the “intensive learning about conventional energy sources and increasing their rank and role in the system of energy”.

It can be concluded that the programme authors have adopted the definition of the concept of sustainable development other than those formulated at the UN Conference in Stockholm. This definition recognises that sustainable development of energy means periodic energy security, which is guaranteed by the mobilization of energy from different sources, including those non-renewable. Such an approach is difficult to be considered appropriate.

Definitely, a different approach to the development of the electroenergetical sector is observed in the West Pomeranian Voivodeship.

The scenario chosen for the implementation targets the development of this sector on the use of renewable energy sources, including wind and biomass energy sources development.

It is assumed here that installed wind power on the farms at the level of 2500 MW is reached by year 2030. In the same time it is planned to develop two conventional power plants: “The Lower Odra” and “Pomorzany”, including approximately 600 MW.

The amount of energy generated from wind power will therefore be similar to that produced in coal power plants (power plant 'Lower Odra provides now 1832 MW of electricity and 100 MW of thermal energy and power plant Pomorzany 134,2 MW of electricity and 323,5 MW of thermal energy).

In the West Pomeranian Voivodeship degree of agricultural use of biomass and biogas is planned to be smaller than in the Pomeranian Voivodeship. It is assumed here an increase of the biogas production by 50%. On the other hand, the increase in expenditure on scientific research on the use of biomass for energy purposes is expected.

CONCLUSIONS

During the last 25 years the village has changed its position in the energy market. It ceased to be solely a consumer energy materials-became one of their producers. Energy production can significantly affect the direction of agriculture and rural development in the next twenty years.

The indirect impact of the crops for energetic purposes on the change of land use may largely decide about the directions of development of agricultural production for energy. This problem is regarding the whole of the European Union, which is "an importer of agricultural land" used for food and energy which reduces the food security of the poor countries.

Polish Pomerania has special predisposition to gaining the renewable energy. It has good conditions for development almost all her unconventional forms of energy and in particular wind and biomass.

The Programme of the renewable energy development in the Pomeranian Voivodeship to the year 2025 assumes a significant increase in the production of energy from renewable sources, however, after the regular increase in the share of renewable energy in the energy balance in 2015 (24,6%), provides for a decrease in the share to a level of approximately 12.7% in the period 2020-2025. There is no guarantee of compliance with the criteria of the European Union in this field.

West Pomeranian Voivodeship carries out in the future scenario enabling the achievement of more than 50% of production of energy from renewable energy sources, which surpassed them at the national forefront.

The main motivation which persuades the farmers to replace agricultural production for food by the production of energy crops is its profitability (profit).

Wind power development in Pomerania as well as production of plants for energy can be considered a competitive element for agricultural production for food purposes. Inter alia it is been decided by the quantitative supremacy of weaker soil and low profitability of agricultural production. Agricultural advisers believe that this situation at the moment does not endanger the food safety of the region.

In the programmes of energy development for the both of the Pomeranian Voivodeships too few place is given to the use of solar energy.

REFERENCES

- BENDYK, E. 2009. Koniec żywności? [w:], Pomorski Przegląd Gospodarczy, Rolnictwo nr 3/2009, s. 12.
- BORKIEWICZ, J. 2010. Zrównoważony rozwój ze Słońcem. *Aura* 6/2010 str. 8-9.
- CENDROWSKI, J. 2011. Perspektywy rozwoju rynku biopaliw w transporcie. *Rzeczpospolita* 8.04.2011, s. 3.
- CZAPIEWSKA, G. 2011. Energia odnawialna i jej wpływ na rozwój obszarów wiejskich Pomorza Środkowego, [w:] Jasiulewicz M. (red) Wykorzystanie biomasy w energetyce, Politechnika Koszalińska, Koszalin.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego 2009/28/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r., w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych. *Dz.U.UE*. 5.6/2009.
- JASIULEWICZ, M. 2008. Wykorzystanie biomasy w lokalnych centrach energetycznych szansą rozwoju regionalnego, [w:] Rydz E., Kowalak A., (red), Świadomość ekologiczna a rozwój regionalny w Europie Środkowo-Wschodniej, Akademia Pomorska w Słupsku, Słupsk.
- JASIULEWICZ, M. 2010. Potencjał produkcji biogazu w Polsce. [w:] Cenian A., Noch T., (red.), Ekoenergetyka – zagadnienia technologii ochrony środowiska i ekonomiki. Wydawnictwo Gdańskiej Wyższej Szkoły Administracji, Gdańsk, s. 81-102.
- KOWALAK, A. 2012. Świadomość ekologiczna rolników – producentów roślin energetycznych. *Słupskie Prace Geograficzne* (w druku).
- KUŚ, J. 2003. Produkcja biomasy na cele energetyczne (możliwości i ograniczenia), <http://www.pan-ol.lublin>.
- MARKOWSKA, D. 2011. Analysis of the Potential of Biogas Production in Pomeraanian Voivodeship with the Use of Plant Biomass Yields and Other Water-Wetland Plants. *PODR* Gdańsk.
- MARZEC, A. 2011. Żyjemy w świecie głęboko podzielonym. *Aura* 2/11, s. 4-5.
- MICHNA, W. (RED). 1998. Program proekologicznego rozwoju wsi, rolnictwa i gospodarki żywnościowej do 2015 roku. Synteza. IERiGŻ, Warszawa str. 34-35.
- NELSON, G. I INNI. 2009. Climate Change. Impact on Agriculture and Costes of Adaptation. International Food Policy Research Institute. www.ifpri.org.
- NOWICKI, M. 2001. Strategia ekorozwoju Polski. Wyd. Oficyna Wydawnicza Grzegorzcyk, Warszawa.
- Obwieszczenie Marszałka Sejmu Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 15 maja 2009 r. *Dz. U.* 2009. Nr 84, poz. 712.
- Polityka Energetyczna Polski do roku 2030, Ministerstwo Gospodarki 13 listopad 2009.
- Program rozwoju elektroenergetyki z uwzględnieniem źródeł odnawialnych w Województwie Pomorskim do roku 2025”. Urząd Marszałkowski Gdańsk 2010. str. 26.
- RYDZ, E. 2009. Wpływ programów odnowy wsi na aktywizację społeczności lokalnych w województwie pomorskim. [w:] Domański B., Kurek W., (red.), Gospodarka i przestrzeń, IGiGP UJ, Kraków, s. 263-279.

- RYDZ, E. – JAŻEWICZ, I. 2010. Rola Unii Europejskiej w aktywizacji obszarów wiejskich województwa zachodniopomorskiego w ramach programu odnowy wsi i odnawialnych źródeł energii. [w:] Jasiulewicz M., (red), Regionalny i lokalny potencjał biomasy energetycznej. Koszalin.
- RYDZ, E. – KOWALAK, A. 2011. Selected Conditions of the Development of Non-conventional Power Industry in Pomerania, [w:] Jasiulewicz M. (ed) Use of Biomass in Power Engineering, Koszalin.
- Strategia rozwoju energetyki odnawialnej (2001) Monitor Polski, nr 25, poz. 365.
- WILKIN, J. 2009. Rolnictwo – funkcje teraz i w przyszłości, Pomorski Przegląd Gospodarczy, Rolnictwo nr 3/2009, s. 15.
- ZIENKIEWICZ, A. 2009. Geograficzne uwarunkowania rozwoju rynku biopaliw w powiecie słupskim w latach 1994-2008. [w:] Jasiulewicz M. (red.), Energetyczne wykorzystanie biomasy w działalności gospodarczej, Koszalin.

ŤAŽKÉ KOVY V PROSTREDÍ A METODOLOGICKÉ MOŽNOSTI ICH STANOVOVANIA

HEAVY METALS IN ENVIRONMENT AND METHODOLOGICAL POSSIBILITIES OF THEIR ASSESSMENT

Lenka ANGELOVIČOVÁ¹ – Danica FAZEKAŠOVÁ²

ABSTRACT

This study gives an overview of the heavy metals, their characteristics and their influence to the environment and methodological approaches which are use for evaluation the content of heavy metals in soil, water, air and biota. Heavy metals are persistent environmental pollutants because they are non – biodegradable and can readily accumulate to toxic levels in soils. Polluted soils lose common biological properties, and they are no longer appropriate for agricultural production. Heavy metal contaminated soils became the source of undesirable substances for surface and ground water which are in direct contact with all environmental components. Toxic elements from soil and water are taken by plants and became part of food chain. Heavy metals have carcinogenic, mutagenic and teratogenic influence to the human body.

KEY WORDS

heavy metals, human health, sources of contamination, assessment of heavy metals

ÚVOD

Krajina predstavuje pre človeka nielen priestor a podmienky pre život, ale poskytuje množstvo prírodných zdrojov, ktoré sa človek naučil využívať. Medzi požiadavkami spoločnosti na krajinu a schopnosťou krajiny zásobovať spoločnosť prírodnými zdrojmi často vzniká rozpor, ktorý vedie k nadmernému antropogénnemu zaťaženiu kraji-

¹ Mgr. Lenka Angelovičová

Katedra ekológie, Fakulta humanitných a prírodných vied Prešovskej univerzity
v Prešove, Ul. 17. novembra č. 1, 081 16 Prešov,
e-mail: lenka.angelovicova@gmail.com

² doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.

Katedra environmentálneho manažmentu, Fakulta manažmentu Prešovskej univerzity
v Prešove, Ul. 17. novembra, 080 01 Prešov,
e-mail: fazek@unipo.sk

ny. Prekročenie prírodného potenciálu a únosnosti krajiny má za následok narušenie vzťahov medzi ekosystémami a vznik environmentálnych problémov.

Podľa legislatívy SR sa územia znečistené činnosťou človeka, ktoré predstavujú závažné riziko pre ľudské zdravie alebo zložky prostredia nazývajú pojmom environmentálne záťaž (Zákon NR SR č. 384/2009 Z. z.). Veľká časť týchto záťaží na území Slovenska vznikla banskou a následnou spracovateľskou činnosťou, ktorá okrem výrazného vplyvu na štruktúru krajiny, spôsobila znečistenie prostredia vysokým obsahom ťažkých kovov.

Ťažké kovy tvoria prirodzenú súčasť zemského povrchu, vyskytujú sa v rôznych koncentráciách vo všetkých zložkách životného prostredia. V dôsledku ľudskej činnosti sa prirodzená rovnováha týchto prvkov v horných vrstvách zemskej kôry narušila. Vzhľadom k tomu, že ťažké kovy nepodliehajú prirodzenému rozkladu, dochádza k ich hromadeniu v prírodnom prostredí, a preto predstavujú poprednú skupinu kontaminujúcich látok, ktorých obsah sa sleduje v rôznych častiach prírodného prostredia. Perzistencia a akumulácia ťažkých kovov v životnom prostredí veľmi úzko súvisí s ich používaním v modernej spoločnosti, pričom neustále prispieva k ich obsahu v biosfére (KAKAR, JEFFERY, 2005), čo sa automaticky nepriaznivo prejavuje na všetkých úrovniach potravného reťazca, kvalite pôdy a celého životného prostredia (GRAY a kol. 2006). Pri posudzovaní samotnej toxicity kovov je nevyhnutné dbať na celý rad faktorov akými sú typ kovu, jeho koncentrácia, forma výskytu alebo spôsob expozície na organizmus.

Pojem ťažké kovy bol prebratý z metalurgie a označuje skupinu 37 prvkov periodickej sústavy, ktoré majú atómovú hmotnosť vyššiu ako 5 g.cm⁻³. Tento údaj neplatí pre selén a hliník a preto niektorí autori považujú za správnejšie do skupiny ťažkých kovov zaradzovať prvky s protónovým číslom väčším ako 20. V tomto prípade by sa skupina ťažkých kovov rozrástla na 70 člennú skupinu, ale vylúčením lantanoidov a aktinoidov je týchto prvkov približne 40 (STYK, 2001). Patria sem nasledujúce prvky: La, Ce, Pr, Zr, Hf, Th, V, Nb, Ta, Cr, Mo, W, U, Mn, Re, Fe, Co, Ni, Ru, Rh, Pd, Os, Ir, Pt, Cu, Ag, Au, Zn, Cd, Hg, Ga, In, Tl, Ge, Sn, Pb, As, Bi, Sb, Te. Prvky patriace do skupiny ťažkých kovov sa navzájom líšia svojimi vlastnosťami, zdrojom svojho pôvodu, ako aj účinkom na prostredie a človeka. FERGUSON (1990) považuje ťažké kovy za prvky, ktoré spĺňajú nasledujúce kritéria: sú dosť rozšírené v zemskej kôre, sú ťažené a využívané v priemerných množstvách, sú obsiahnuté v materiáloch, s ktorými ľudia prichádzajú do kontaktu, majú toxický účinok na živé organizmy, spôsobujú nežiaduce účinky v biochemickom cykle. Na základe doterajších výskumov orientovaných na toxické účinky ťažkých kovov na prostredie a človeka bolo zistené, že väčšina z nich predstavuje hrozbu, ktorá sa prejavuje nielen na úrovni degradácie prírodného prostredia, ale predovšetkým má negatívny dopad na ľudské zdravie (HRONEC a kol., 2002). Ťažké kovy môžu mať na človeka karcinogénny, mutagénny a teratogénny účinok. Extrémne nebezpečný je vysoký obsah kadmia, u ktorého bola štatisticky dokázaná priama toxicita na ľudský organizmus (MAKOVNIKOVÁ a kol., 2006). K rizikovým patrí aj olovo, ktoré má inhibičný účinok na množstvo životne dôležitých orgánov, keď, u ktorej bol preukázaný karcinogénny vplyv na organizmus a negatívne vplyva na gastronomický a respiračný systém človeka a vysoko toxické je aj olovo, ktoré v organizme človeka vyvoláva poruchy krvotvorby a a pri dlhodobejšom vplyve aj poruchy reči, videnia a vedie k celkovému ochrnutiu organizmu.

Ťažké kovy v pôdnom prostredí a metodologické možnosti ich stanovovania

Pôda predstavuje základnú zložku životného prostredia, je spojitým medzi minerálnou (neživou) a organickou (živou) časťou prírody a zároveň je nevyhnutná pre existenciu zdravej a životaschopnej populácie. Je regulátorom kolobehu látok, môže fungovať ako úložisko ale i zdroj potenciálne rizikových látok. Rozlišujeme dve základné skupiny kontaminácie pôdy ťažkými kovmi. V prvom rade je to kontaminácia geochemického (prírodného) pôvodu, ktorá vzniká v dôsledku prirodzeného obsahu ťažkých kovov v horninách a mineráloch. Najvyššie prirodzené koncentrácie ťažkých kovov majú magmatické horniny. V druhom prípade ide o antropogénnu kontamináciu pôdy ťažkými kovmi. Ťažké kovy pochádzajúce z antropogénnych zdrojov sú v porovnaní s prírodnými zdrojmi oveľa komplexnejšie a rozmanitejšie. Vo všeobecnosti sú považované za najrizikovejšiu skupinu látok v životnom prostredí, pretože patria medzi nedegradovateľné kontaminanty.

K hlavným zdrojom kontaminácie pôd ťažkými kovmi patrí hutníctvo, spaľovanie fosílnych palív, automobilizmus, hnojivá, pesticídy, kaly a odpady z priemyslu a domácnosti (JAVOREKOVÁ a kol., 2008). Ťažké kovy vstupujú do pôdy vo forme oxidov, kremičitanov, uhličitanov, síranov a sulfidov (DURŽA, 2003). Vstup kovov do pôdy je ovplyvnený množstvom pôdných vlastností a jednotlivé pôdy sa líšia odolnosťou voči týmto toxickým látkam. V najväčšom množstve sa ťažké kovy hromadia v ťažkých, ílovitých pôdach, naopak, ľahké piesočnaté pôdy sú pre kovy priepustnejšie vďaka čomu prenikajú do nižších vrstiev pôdy, prípadne do podzemných vôd.

V bežnej praxi sa na stanovenie obsahu kovov v pôde využíva stanovovanie jeho celkového obsahu vo vzorke pôdy. Táto hodnota predstavuje súhrn všetkých foriem, v ktorých sa daný prvok v pôde vyskytuje. Stanovenie celkového obsahu ťažkých kovov v pôde sa najčastejšie vykonáva rozkladom pôdnej vzorky zmesou silných kyselín. V našich podmienkach dochádza k stanoveniu kovov plameňovou, alebo hmotnostnou spektrometriou (AAS – atómovou absorpčnou spektrometriou, RFS – röntgenfluorescenčnou spektrometriou) po rozklade pôdnej vzorky vo výluhu lúčavky kráľovskej (zmes HCl a HNO_3 v pomere 3:1).

Okrem celového obsahu kovu v pôdnom ekosystéme sa stanovujú aj ich mobilizovateľné a mobilné formy. Takáto forma kovu predstavuje súhrn foriem rizikových prvkov uvoľniteľných z pôdy rôznymi vylúhovacími činidlami okrem kyselín, ktoré sa používajú pri celkovom rozklade. Mobilizovateľné obsahy jednotlivých prvkov, predstavujú ich potenciálnu zásobu, ktorá môže byť mobilizovaná pri zmene pôdno – ekologických podmienok, činnosťou agrotechniky alebo aplikáciou hnojív.

Potenciálne uvoľniteľné obsahy prvkov sú citlivejšie pre posúdenie hygienického stavu pôd ako celkové obsahy a dá sa na základe nich zmapovať situácia v obsahu rizikových stopových prvkov v pôdach, ktorá je podmienená geochemicky aj imisiami. Na stanovenie potenciálne mobilizovateľného obsahu rizikových prvkov sa najčastejšie využívajú tieto výluhy (MAKOVNÍKOVÁ, 2000): 2M HNO_3 za tepla, 1M HNO_3 za studena, 1M HCl , Na_2EDTA (sodná soľ kyseliny etyléndiamintetraoctovej), DTPA (kyselina dietyléntiraminpentaoctová), 0,05 EDTA, 0,1 M HCl , 0,5 M NH_4OAc – EDTA, NH_4OAc . Stanovovanie mobilných foriem ťažkých kovov v pôde predstavuje formu kovu prístupnú pre rastliny. Na stanovenie mobilného obsahu ťažkých kovov sa využívajú nasledovné vylúhovacie činidlá (MAKOVNÍKOVÁ, 2000): 0,1 M CaCl_2 , 0,1 M NaNO_3 , 0,1 M MgCl_2 , 0,1 M $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$, 0,1 M NH_4NO_3 , NH_4OAc , vodný výluh.

Ťažké kovy vo vodnom prostredí a metodologické možnosti ich stanovovania

Znečistenie vodného prostredia ťažkými kovmi predstavuje nezvratný zásah do vodného ekosystému. Voda už nie je schopná nadobudnúť pôvodnú kvalitu, pretože ťažké kovy sa akumulujú vo vodnom prostredí, najmä v sedimentoch a nie je možné ich odstrániť (PÓROVÁ, TAUSBERIK, 2000).

Stanovenie obsahov ťažkých kovov vo vodnej vzorke sa vykonáva viacerými prístupmi. Tieto spôsoby stanovovania sa u väčšiny kovov zhodujú, iba niektoré si vyžadujú špecifický postup. Najčastejšie je obsah ťažkých kovov vo vodných vzorkách stanovovaný atómovou absorpčnou spektrometriou (AAS). Táto technika stanovovania je založená na schopnosti voľného atómu vyžiariť fotón s určitou energiou a zároveň schopnosti fotón s rovnakou energiou prijať. Voľné atómy daného prvku ožiarené vhodným monochromatickým lúčom absorbujú žiarenie a na základe miery zoslabenia tohto žiarenia je možné usúdiť koncentráciu daného prvku (KOLLER, 2002). Atómová absorpčná spektrometria sa vykonáva dvoma spôsobmi, plameňovou AAS a AAS s grafitovou pecou. AAS s grafitovou pecou je osvedčená a výkonná metóda pre stopovú analýzu prvkov, avšak v porovnaní s plameňovou AAS je časovo náročnejšia. Ďalšia metóda stanovovania je založená na meraní vlnovej dĺžky čiarového spektra a jeho intenzity. Ide o atómovú emisnú spektrometriu (AES), ktorá sa využíva pri stanovovaní ťažkých kovov vo vodnom prostredí.

Hmotnostná spektrometria s indukčne viazanou plazmou (ICP – MS) je technika, pomocou ktorej je možné veľmi rýchlo a pri malej spotrebe vzorky stanoviť stopové množstvo jednotlivých prvkov, preto sa táto technika stala štandardne využívanou najmä pre stanovovanie stopovej koncentrácie prvkov. Je vhodná na stanovovanie takmer všetkých doteraz známych chemických prvkov. Ak je však v matici vysoký podiel niektorej zložky alebo vzorka obsahuje veľa soli, môže dochádzať k rôznym interferenciám a v tomto prípade je vhodnejšie využiť inú metódu. Špecifickým prípadom kovu, ktorý si vyžaduje zvláštny prístup pri stanovovaní je ortuť, ktorá za normálnych teplotných podmienok vykazuje významnú tenziu pár. Technika založená na meraní pár ortuti sa nazýva metóda studených pár (CV). V niektorých prípadoch sa pre stanovenie ťažkých kovov využívajú elektroanalytické metódy (anodická rozpúšťacia voltametria, difúzna pulzná rozpúšťacia voltametria, stripping polarografia a pod.). Využívajú sa predovšetkým na stanovenie Cd, Pb, Cu, Ni, Zn a Cr. Tieto metódy len zriedka prevyšujú hranice stanoviteľnosti AAS, ICP a AES (TŘEBENSKÁ a kol., 1995).

Ťažké kovy v ovzduší a metodologické možnosti ich stanovovania

Ovzdušie rovnako ako pôda a voda tvorí základnú časť životného prostredia. Každé znečistenie či kontaminácia životného prostredia sa odráža na jeho kvalite. Znížená kvalita ovzdušia ovplyvňuje stav prostredia, zdravie populácie, ako aj jednotlivé ekosystémy (PUCHEROVÁ, 2008). Ovzdušie je ohrozené cudzorodými látkami, ktoré unikajú ako antropogénne artefakty (napr. novo syntetizované zlúčeniny) alebo iné látky, ktorých výskyt sa viaže na ojedinelé prípady a lokality (napr. sopečná erupcia, prašné búrky). Prevažná väčšina znečisťujúcich látok je do ovzdušia emitovaná z klasických energetických technológií z priemyselných prevádzok a ľudských sídiel. V súčasnej dobe je najväčším znečisťovateľom doprava a energetika.

Ťažké kovy v ovzduší nie sú problémom jedného štátu, ide o globálny problém, ktorý si vyžaduje komplexné riešenie. V roku 1998 bol v Aarhuse vypracovaný Protokol o ťažkých kovoch k Dohovoru Európskej hospodárskej komisie Organizácie spojených národov (EHK OSN) o diaľkovom znečisťovaní ovzdušia, prechádzajúcom hranicami štátov, ktorého jedným z cieľov je znížiť emisie ťažkých kovov na úroveň emisií v roku 1990. Hlavnou príčinou znečistenia ovzdušia ťažkými kovmi sú spaľovacie procesy v priemysle, priemyselné technológie, spaľovanie odpadu a doprava. Najväčší podiel ťažkých kovov sa dostáva do ovzdušia vo forme emisií a následne dochádza k depozícii v dôsledku vymývania dažďom a v podobe prašného spádu (VIOLOVÁ a MAGULOVÁ, 1995). Toxicita ťažkých kovov v ovzduší je závislá od ich koncentrácie a dĺžke expozície.

Lokálne znečistenie ovzdušia ťažkými kovmi je viazané na zdroje emisií pochádzajúcich z najbližšieho okolia. Ide o oblasti, ktoré sa nachádzajú v dosahu prašného spádu pochádzajúceho z konkrétneho miestneho zdroja. Za tento zdroj sú považované predovšetkým podniky zamerané na ťažbu a následné spracovanie rudných surovín. Regionálne znečistenie ovzdušia je viazané na diaľkový prenos ťažkých kovov. Ide o znečistenie hraničnej vrstvy atmosféry v dostatočnej vzdialenosti od lokálnych priemyselných a mestských zdrojov.

Stanovovanie ťažkých kovov zo vzduchu si vyžaduje použitie filtračných zariadení. Tieto zariadenia sú schopné odseparovať jednotlivé tuhé častice obsahujúce kovy na základe veľkosti ich frakcii. Po odseparovaní týchto častí dochádza k ich analýze pomocou nasledujúcich metód.

Atómová absorpčná spektrometria (AAS) je pravdepodobne jednou z najviac používaných analytických postupov pre stanovovanie prvkov viazaných na častice vo vonkajšom vzduchu. Na základe očakávanej koncentrácie vzorky je možné zvoliť medzi plameňovou a bezplameňovou technikou. Plameňová technika má vyššiu rýchlosť analýzy, ale v porovnaní s bezplameňovou analýzou aj nižšiu senzitivitu. Atómová fluorescenčná spektrometria (AFS) je považovaná za inverznú formu metódy AAS. Rovnako ako v prípade stanovovania ťažkých kovov z vodných vzoriek sa aj pri zisťovaní kontaminácie ovzdušia ťažkými kovmi využíva metóda atómovej emisnej spektrometrie s indukčne viazanou plazmou (AES – ICP). Najväčšia výhoda tejto metódy spočíva v možnosti stanovovať viac ťažkých kovov súbežne z jednej vzorky. Výhoda röntgenovej fluorescenčnej spektrometrie (RFS) spočíva v tom, že podobne ako ICP – AES a RFA, umožňuje simultánne stanovenie väčšieho počtu prvkov. Neutrónovo – aktivačná analýza je relatívne senzitívna analytická technika, ale niektoré dôležité kovy, akými sú, napr. olovo a chróm, nie je schopná stanoviť, preto je potrebné pre úplnú analýzu využiť ostatné dostupné metódy.

Ťažké kovy v rastlinách

Materiál rudných hál a odkalísk predstavuje veľmi špecifické stanovište pre rast a vývin vegetácie. Na banských depóniách, ktoré majú vysoký obsah ťažkých kovov je možné pozorovať prienik kontaminantov do tela rastlín, vplyv ťažkých kovov na rast a ďalší vývin rastliny, ako aj metódy, ktoré rastliny využívajú na to, aby sa dokázali prispôsobiť špecifickým podmienkam.

Ťažké kovy predstavujú pre rastliny stresový faktor, ktorý vyvoláva početné fyziologické zmeny (MAKOVNÍKOVÁ, 2000). Do rastlín vstupujú kovy dvoma cestami, buď z pôdy alebo prostredníctvom atmosférických zrážok (HRONEC a kol., 1992). V pôde sú kovy zvyčajne naakumulované v dôsledku ich zvýšeného obsahu v materskej horline, alebo vplyvom antropogénnych činností a rastliny ich prijímajú cez koreňový systém. Ťažké kovy rozptýlené v ovzduší do rastliny prenikajú cez prieduchy. Vďaka tomu, že sú rastliny schopné akumulovať stopové prvky a ťažké kovy vo svojom tkanive, umožňujú tak ich jednoduchý prechod do organizmov živočíchov a človeka. Vplyv ťažkých kovov na rastliny sa prejavuje poruchami na biochemickej a fyziologickej úrovni a vyvoláva zmeny spojené s redukciou druhov rastúcich na kontaminovaných miestach (BANÁSOVÁ, 1996). Medzi konkrétne morfologické a fenologické zmeny, ktoré boli zaznamenané rôznymi autormi patrí:

- zakrpatenie rastlín – nanizmy, deformity (BANÁSOVÁ, 1996),
- gigantizmus (BANÁSOVÁ, 1976),
- silnejšie vyvinuté podzemné časti rastlín než nadzemné (WIERZBICKA, ROSTAŇSKI, 2002),
- tvorba väčšieho počtu samičích buniek (MACNAIR, 1997),
- vyššia farebnosť kvetov (MACNAIR, 1997),
- predĺžená doba kvitnutia (WIERZBICKA, ROSTAŇSKI, 2002) a iné.

Početné ekologické štúdie odhalili schopnosť rastlín adaptovať sa na prostredie, ktoré je charakteristické vysokými koncentraciami ťažkých kovov. V dôsledku vysokej toxicity substrátu sú v takýchto podmienkach schopné prežiť len tie druhy rastlín, ktoré si vytvárajú osobitú stratégiu a rôzne mechanizmy, ktoré im umožnia prežiť v nehostinných podmienkach. Tieto rastlinné druhy nevykazujú známky toxicity, pretože sa práve vďaka zvláštnym mechanizmom dokážu s prebytkom kovov vysporiadať. Tvoria tzv. tolerantné ekotypy u ktorých je tolerancia voči jednému alebo viacerým kovom geneticky fixovaná. Druhy rastúce na pôdach s vysokým obsahom ťažkých kovov, tzv. hyperakumulátory, hromadia absorbované kovy v nadzemných častiach, ale pre svoju vlastnú výživu ich nepotrebujú. Takéto špecifické spoločenstvá rastlín majú veľký význam pri sanácii toxických miest. Skupina metód, ktoré využívajú zelené rastliny na fixáciu, akumuláciu a degradáciu znečisťujúcich látok sa nazýva fyto Remediacia (OUYANG, 2002). Akumulácia škodlivín v telách rastlín znemožňuje ich ďalšiu migráciu a teda eliminuje možnosť ich vstupu do potravného reťazca. Pre úspešnosť fyto Remediacie je nevyhnutná biologická dostupnosť toxických látok pre rastlinu, ktorá je daná rozpustnosťou danej látky, typom pôdy a vekom kontaminácie (KADUKOVÁ a kol., 2006). K najznámejším a najviac využívaným fyto Remediacným metódam patrí fytoextrakcia, fytostabilizácia, rizofilizácia a fytodegradácia (MARUŠKOVÁ, 2010). Fytoextrakcia je založená na schopnosti rastlín prijímať a koncentrovať ťažké kovy vo svojich pletivách. Metóda spočíva v pestovaní takýchto rastlín na znečistených územiach a na opakovanom zbere ich nadzemných častí dovtedy, kým sa hodnota kontaminujúcej látky neznižuje na požadovanú úroveň. Metóda fytostabilizácie sa využíva na pôdach, kde toxické elementy nedosahujú príliš vysoké hodnoty. Rastliny sú v tomto prípade využité na zníženie pohyblivosti a biologickej dostupnosti polutantov, s cieľom obmedziť alebo úplne zabrániť ich vstupu do podzemných vôd. Rizofilizácia využíva koreňový systém rastlín, ktoré

absorbujú alebo adsorbujú znečisťujúce látky z vody a následne sa v telách rastlín skoncentrujú a vyzrážajú. Fytodegradácia (fytotransformácia) je proces degradácie komplexných organických molekúl v procese metabolizmu, resp. ich rozklad pomocou rastlinných enzýmov (MACEK et al., 2002).

ZÁVER

Ťažké kovy tvoria prirodzenú súčasť zemského povrchu, vyskytujú sa v rôznych koncentráciách vo všetkých zložkách životného prostredia. V posledných desaťročiach obsah týchto elementov v prírodnom prostredí narástol v dôsledku rozsiahlych antropogénnych aktivít. Na základe doterajších výskumov orientovaných na toxické účinky ťažkých kovov na prostredie a človeka bolo zistené, že väčšina z nich predstavuje hrozbu, ktorá sa prejavuje nielen na úrovni degradácie prírodného prostredia, ale predovšetkým má negatívny dopad na ľudské zdravie. Vzhľadom k tomu, že medzi zložkami prostredia dochádza ku kolobehu látok, kontaminácia jednej z nich má za následok prienik toxických elementov do všetkých ostatných. Prítomnosť nežiaducich látok v pôdnom a vodnom prostredí vedie k ich vstupu do potravinového reťazca a priamo ohrozuje ľudské zdravie.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla za finančnej podpory grantu KEGA 012 PU-4/2012- „Príprava a realizácia výskumu zameraná na tvorbu učebných pomôcok pre výučbu environmentálnych predmetov.“

LITERATÚRA

- BANÁSOVÁ, V. 1976. Vegetácia medených a antimonových hald. VEDA, Bratislava, 112 s.
- BANÁSOVÁ, V. 1996. Rastliny na substrátoch s vysokým obsahom ťažkých kovov. Zborník zo seminára „Ťažké kovy v ekosystéme“. E'96, BIJO Slovensko: 81-94.
- ĎURŽA, O. 2003. Využitie pôdnej magnetometrie v environmentálnej geochemii ťažkých kovov. Acta geologica universitatis comenianae, 58: 29-55.
- FERGUSON, J.E. 1990. The heavy elements, chemistry. Environmental impact and Health Effect, 1 – 614.
- GRAY, C.W. – DUNHAM, S.J. – DENNIS, P.G. – ZHAO, F.J. – McGRATH, S.P. 2006. Field-evaluation of in situ remediation of heavy metal contaminated soil using lime and red – mud. Environ. Pollut., 142 (3): 530-539.
- HRONEC, O. – TÓTH, J. – HOLOBRADÝ, K. 1992. Exhaláty vo vzťahu k pôdam a rastlinám východného Slovenska. Príroda, Bratislava.
- HRONEC, O. – TÓTH, J. – TOMÁŠ, J. 2002. Cudzorodé látky a ich riziká. Harlequin Quality, 200 s.
- KADUKOVÁ, J. – MIŠKUFOVÁ, A. – ŠTOFKA, M. 2006. Využitie rastlín na stabilizáciu a čistenie pôdy a vody kontaminovanej kovmi. Acta Montanistica Slovaca, 11(2): 130-136.

- KAKAR, P. – JEFFERY, F.N. 2005. Biological markers for metal toxicity. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 19 (2): 335-349.
- KOLLER, O. 2002. Analytická chémia (Princípy analytických metód pre anorganickú prvkovú analýzu). Technická univerzita, Košice, 130 pp.
- MACEK, T. – MACKOVÁ, M. – KUČEROVÁ, P. – CHROMÁ, Ľ. – BURHAND, J. – DEMNEROVÁ, K. 2002. Phytoremediation. In Agathos, S.N. – Reineke, W. (eds.). *Biotechnology for the Environment: Soil remediation*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht: 115-137.
- MACNAIR, M. R. 1997. The Evolution of Plants in Metal Contaminated Environments. *Environmental Stress, Asaptation and Evolution*. Basel : Birkhaeuser, 83: 3-24.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. – BARANČIKOVÁ, G. – DLAPA, P. – DERCOVÁ, K. 2006. Anorganické a organické kontaminanty v pôdnom prostredí. *Chem. Listy*, 424-432.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. 2000. Distribúcia kadmia, olova, medi a zinku v pôde a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín. Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava 2000. 125 s.
- MARUŠKOVÁ, A. 2010. Flóra a vegetácia na pôdach starých environmentálnych záťaží v regióne Banská Štiavnica. Dizertačná práca. Zvolen: Technická univerzita vo Zvolene, 139 s.
- OUYANG, Y. 2002. Phytoremediaton: modeling plant uptake and contaminant transport in the soil-plant atmosphere continuum. *Journal of Hydrology*, 266 (1-2): 66-82.
- POÓROVÁ, J. – TAUSBERIK, O. 2000. Možnosti monitoringu kvality povrchových vôd. *Enviromagazín*. IX(5): 6-7.
- PUCHEROVÁ, Z. 2008. Kvalita životného prostredia a environmentálny monitoring v Slovenskej republike, Univerzita Konštantína Filozofa, Nitra, ISBN: 978-80-8094-193-2.
- STYK, J. 2001. Problém ťažkých kovov (kadmium, olovo, meď, zinok) v pôdach štiavnických vrchov a ich príjem rastlinami, VÚPOP, Bratislava, 136 s.
- TŘEBENSKÁ, E. – MARTINY, E. 1995. Zborník prednášok zo seminára „Anorganická analýza v životním prostředí“, Komorní Lhotka.
- VIOLOVÁ, A. – MAGULOVÁ, K. 1995. Informácia na tému: Ťažké kovy v ovzduší. Bratislava, 31 s.
- WIERZBICKA, M. – ROSTAŃSKI, A. 2002. Microevolutionary Changes on Ecotypes of Calamine Waste Heap Vegetation Near Olkusz, Poland. *Acta biologica Cracoviensia. Series Botanica*, 44: 7-19.
- Zákon NR SR č. 384/2009 Z. z.

Názov: Prírodné vedy / FOLIA OECOLOGICA 8

Zostavovatelia: doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.
Mgr. Petra Semancová

Recenzenti: doc. Ing. Peter Adamišin, PhD.
doc. RNDr. Magdaléna Bálintová, PhD.
doc. Ing. Danica Fazekašová, PhD.
prof. h. c. prof. Ing. Ondrej Hronec, DrSc.
MVDr. Peter Košuth, PhD.
MVDr. Lenka Košuthová, PhD.
Ing. Ladislav Kováč, PhD.
Mgr. Ladislav Pekárik, PhD.
RNDr. Štefan Pollák
Ing. Stanislav Torma, PhD.
prof. Ing. Jozef Vilček PhD.

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity
Korektúra: autori
Vydanie: 2012
Rozsah diela: 132 strán
Sadzba: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity
Tlač: Tlačiareň Kušnír, Prešov