

Zhodnotenie ichtyofauny a makrozoobentosu toku Štítnik dotknutého plánovanou stavbou Malej vodnej elektrárne pri obci Kunova Teplica



Vypracovali:

Mgr. Daniel Gruľa, PhD. a kolektív
www.ichtyologickyprieskum.sk

ARAR s.r.o., 2016

Obsah

1.	Základné údaje	2
2.	Ciele a rozsah posúdenia	2
3.	Úvod do problematiky	3
4.	Vyhodnotenie podkladov pre primerané posúdenie	4
5.	Popis postupu pri spracovaní primeraného posúdenia.....	5
5.1.	Charakteristika lokalít	5
5.2.	Metódy terénneho ichtyologického výskumu.....	6
5.1.	Metódy terénneho hydrobiologického výskumu	7
5.2.	Slovník odborných hydrobiologických pojmov.....	8
6.	Výsledky terénneho ichtyologického prieskumu	10
7.	Výsledky terénneho hydrobiologického prieskumu	14
7.1.	Fyzikálno-chemické pomery	14
7.2.	Bentické bezstavovce.....	14
8.	Návrh typu generátora el. energie.....	19
9.	Prognózy vplyvu prehradenia toku v profile Kunova Teplica na spoločenstvo makrozoobentosu a ichtyofauny rieky Štítnik.....	21
9.1.	Vplyv prehradenia na spoločenstvo makrozoobentosu	21
9.2.	Vplyv prehradenia na ichtyocenózu.....	22
9.3.	Návrh rámcových parametrov pre rybovod/ biokoridor	24
10.	Použité zdroje údajov	28
11.	Prílohy.....	32

1. Základné údaje

Objednávateľ:

Ing. Jaroslav Šmelko

WINEĽ s.r.o.

Háj 134, Gočaltovo

049 32 Štítnik

Konateľ: Ing. Jaroslav Šmelko

IČO: 47537477

DIČ: 2023945726

Zhotoviteľ:

Mgr. Daniel Gruľa, PhD., ARAR s.r.o.

Nábřežie arm. gen. L. Svobodu 28

811 02 Bratislava

IČO: 46293591

DIČ: 2023350615

+421 908 377 820

danogruľa@gmail.com

www.ichtyologickyprieskum.sk

Riešiteľský kolektív

Mgr. Daniel Gruľa, PhD., ichtyologické hodnotenie

Ing. Jaroslav Andreji, PhD., ichtyologické hodnotenie

Mgr. Igor Kokavec, hydrobiologické hodnotenie

2. Ciele a rozsah posúdenia

Cieľmi prezentovanej správy sú:

- a) vyhodnotiť ekologický stav a ekosozologický status toku Štítnik v troch profiloch (Plešivec, Kunova Teplica a Ochtiná) na základe štruktúry spoločenstva makrozoobentosu a ichtyofauny, v súvislosti so zámerom pre výstavbu malej vodnej elektrárne (MVE) nad obcou Kunova Teplica
- b) na základe získaných výsledkov vyhodnotiť zmeny v štruktúre spoločenstva makrozoobentosu a ichtyofauny vplyvom prehradenia toku a činnosti malej vodnej elektrárne

Súčasťou správy je aj návrh typu elektrárne a rámcových parametrov, ktoré by sa mali zohľadniť pri potrebe realizácie projektu a ktoré by pomohli minimalizovať negatívne vplyvy na biotu v dotknutom toku.

Predložené posúdenie bolo vypracované na základe rozhodnutia Okresného úradu Rožňava zo 6. 5. 2015, číslo: OU-RV-OSZP-201005766, ktorý okrem iného stanovil podmienky vyplývajúce zo stanovísk doručených príslušnému orgánu, za účelom doplnenia dokumentácie k zmenám v Územnom pláne obce Kunova Teplica. Medzi špecifické požiadavky v rámci hodnotenia strategického dokumentu je **podrobne opísať vplyv na ichtyofaunu a bentos toku Štítnik pred, v mieste, ako aj za plánovanou činnosťou, vo vzdialenosti minimálne 10 km od činnosti na obe strany toku**. Na základe tejto požiadavky sme na predmetnom toku zvolili tri úseky pre odber vzoriek a to: v mieste plánovanej MVE nad obcou Kunova Teplica; cca 12 km proti prúdu nad plánovanou MVE nad obcou Ochtná a cca 7,5 km po prúde (nad sútokom s riekou Slaná). V prípade úseku pod plánovanou stavbou nebolo možné dodržať vzdialenosť >10 km, keďže Štítnik sa po 8,5 km vlieva do rieky Slaná. Z tohto dôvodu bola táto vzdialenosť po konzultácii s Okresným úradom Rožňava upravená.

Objednávateľ oslovil zhotoviteľa o posúdenie ešte pred prípravou projektovej dokumentácie MVE, aby mal možnosť zapracovať ním navrhované technické riešenia a požiadavky uvedené v predkladanej správe už do prvého kroku prípravy projektovej dokumentácie. Keďže z tohto dôvodu objednávateľ v čase písania tejto správy ešte nedisponoval projektom MVE a jej technickými údajmi (typ, výkon, výška prehradenia, plocha zaplaveného územia a pod.), nie je možné komplexné posúdenie na konkrétnu stavbu a jej činnosť. Z tohto dôvodu sa v správe vyjadrujeme len k nami navrhovaným variantom a všeobecným vplyvom MVE na tečúce biotopy. V správe navrhujeme aj niektoré požiadavky a technické parametre pre prípadnú výstavbu biokoridoru. Detailnejšie návrhy technických riešení alebo ich varianty budú možné poskytnúť až v ďalšom kroku, keď bude známy typ zvolenej stavby a všetky k tomu potrebné technické údaje.

3. Úvod do problematiky

Posúdenie potenciálnych dopadov plánovaných antropogénnych zásahov do prirodzených ekosystémov je kritickým krokom vyžadujúcim vhodne zvolenú metodiku, ktorá umožňuje predpovedať možné dopady ľudskej činnosti na jednotlivé súčasti životného prostredia a interakcie medzi nimi (Black 1981). Bentické bezstavovce (makrozoobentos) sú vhodnými bioindikátormi zmien nielen fyzikálno-chemických parametrov (znečistenie) (Zamora-Munoz & Alba-Tercedor 1996), ale aj hydromorfologických narušení (Friberg et al. 2009) a to najmä kvôli vysokej abundancii, relatívne dlhým životným cyklom (Pratt & Coler 1976) a širokej amplitúde odpovedí na zmeny vodného prostredia (Rosenberg & Resh 1993). Tieto organizmy žijú väčšinou usadnutým spôsobom (Cook 1976) a preto dokážu rôznym spôsobom odrážať environmentálne podmienky daného úseku, či konkrétnej lokality. Bentické bezstavovce a ryby sú podľa Rámcovej smernice o vode (RSV, Smernica 2000/60/EC Európskeho parlamentu a Rady) tiež jednými z biologických prvkov kvality pri komplexnom posudzovaní ekologického stavu vodných tokov.

Ekológia regulovaných tokov je v súčasnosti dobre preskúmaná. Na základe množstva publikovaných vedeckých štúdií, kde boli mnohé zmeny bio-fyzikálnych podmienok opakovane pozorované v prehradených riekach po celom svete, je možné relatívne presne predpovedať dôsledky priečneho prehradenia toku na riečny ekosystém (Ward & Stanford 2001). Prirodzené vodné toky sa vyznačujú kontinuálnymi zmenami bio-fyzikálnych parametrov v smere od prameňa po ústie (Vannote et al 1980). Vodné nádrže spôsobujú tzv. fragmentáciu tokov (Zwick 1992), resp. diskontinuitu (Ward & Stanford 1983), pričom najväčšia disturbancia v tečúcich (lotických) biotopoch vodných tokov je vytvorenie vodného telesa so stojatou vodou (lentický biotop). Okrem toho vodné nádrže zapríčiňujú celý rad modifikácií fyzikálno-chemických a biologických parametrov pod nádržou, ktoré boli už v 80. rokoch zhrnuté autormi Wardom & Stanfordinom (1983, 1995) v koncepte sérieovej diskontinuity vodných tokov a viac budú diskutované v kapitole o posúdení vplyvu MVE.

Pre úplnosť je však potrebné dodať, že väčšina prác hodnotí vplyv veľkých a hlbokých hydroenergetických objektov na úseky tokov pod nádržami, pričom štúdií zaoberajúcimi sa vplyvmi MVE na lotický ekosystém a vodnú biotu bolo donedávna nepomerne menej (napr. Kubečka et al. 1997, Matěna a Kubečka 1997). V súčasnej dobe sa táto problematika dostáva do popredia aj na Slovensku, vyplývajúcej hlavne z potreby zabezpečiť čo najlepšie posúdenie výstavby a prevádzky MVE na ekosystémy tečúcich vôd (napr. Svitok & Novikmec 2014; Adamec et al. 2016).

V zmysle § 31, ods. 1 zákona NR SR č. 24/2006 Z. z., správa o hodnotení vplyvov navrhovanej činnosti na životné prostredie alebo jej zmeny obsahuje a) charakteristiku súčasného stavu životného prostredia územia, na ktorom sa má činnosť alebo jej zmena realizovať, ako aj územia, ktoré bude navrhovanou činnosťou alebo jej zmenou ovplyvnené a b) hodnotenie predpokladaných vplyvov navrhovanej činnosti alebo jej zmeny na životné prostredie a zdravie ľudí,

4. Vyhodnotenie podkladov pre primerané posúdenie

Na vyhodnotenie vplyvov bola použitá nasledovná dokumentácia:

- Rozhodnutie č. OU-RV-OSZP-201005766 , Okresný úrad Rožňava, odbor starostlivosti o životné prostredie
- Rozsah hodnotenia č. OU-RV-OSZP-2015/005766, Okresný úrad Rožňava, odbor starostlivosti o životné prostredie
- Územný plán obce Kunova Teplica
- Vlastný ichtyologický a hydrobiologický prieskum a realizovaný 15. a 16. septembra 2016

5. Popis postupu pri spracovaní primeraného posúdenia

5.1. Charakteristika lokalít

Tok Štítnik patrí do oblasti pomerne silne zaťaženej antropickými vplyvmi (papierenský priemysel, poľnohospodárstvo či komunálne znečistenie). K zlepšeniu kvality vôd došlo neskôr až vplyvom prevádzky čistiarne odpadových vôd Slavošovce. Negatívne sa na tok prejavili aj regulácie a kanalizácia prevažne spodných úsekov. Podľa typológie tokov Slovenska 2010 (Hensel in Kováč, 2011) patrí tok Štítnik do Pontokaspickej provincie, Potiského okresu a podhorskej zóny Karpát. Dĺžka toku je 32,8 km a veľkosťou povodia 162,83 km², hydrologické číslo povodia je 4-31-01-073. Jedná sa o pravostranný prítok rieky Slaná, ktorý patrí do pstruhového pásma a je lovným pstruhovým revírom č. 4-2550-4-1 (označený ako Štítnický potok) obhospodarovaný MO SRZ Rožňava. V pozdĺžnom profile potoka Štítnik boli vybraté 3 profily (obr. 1):

1. Plešivec (L1)

Tok je v daných miestach kanalizovaný, pobrežná vegetácia do 5 m od koryta tvorená prevažne stromovým porastom jelše (zatiernenie cca 70 %, obr. 5 a 6). Po obidvoch stranách protipovodňová hrádza. Dno tvorené prevažne mezolitálom až mikrolitálom. Voda jemne zakalená. Vplyv MVE vo vzdialenosti cca 8,5 km dole prúdom bude závisieť predovšetkým na parametroch zdrže a prevádzky hydroelektrárne.

Odber vzoriek rýb na skúmanom úseku bol realizovaný 15. septembra 2016, GPS súradnice začiatku úseku sú 48°33,303'S, 20°24,065'V, nadmorská výška 182 m. n. m., priemerná šírka toku bola 7 m s priem. hĺbkou 35 cm, dĺžka úseku 110 m. Na úseku boli realizované dva odbery (1. začiatok o 13:30, čistý čas 63 min., 2. začiatok o 15:00, čistý čas 33 min).

2. Kunova Teplica (L2)

Tok je na celom sledovanom úseku zatiernený s napriameným korytom zarezaným 2 – 3 m pod úrovňou terénu. Po oboch stranách brehu je prevažne jelšový porast široký 2 – 5 m. Dno profilu tvorené kamenným substrátom rôznej veľkosti od mega- po mikrolitál s piesočnými a bahnitými naplaveninami. Voda mierne zakalená. Z ichtyologického aj hydrobiologického hľadiska môžeme túto lokalitu považovať za najviac ovplyvnenú vzdušným MVE (obr. 7 a 8).

Odber vzoriek rýb prebehol 16. septembra 2016, GPS súradnice začiatok úseku sú 48°37,202'S, 20°26,383'V, nadmorská výška 256 m. n. m., priemerná šírka toku bola 6 m s priem. hĺbkou 55 cm, dĺžka úseku 115 m. Na úseku boli realizované dva odbery (1. začiatok o 9:45, čistý čas 63 min., 2. začiatok o 11:30, čistý čas 34 min).

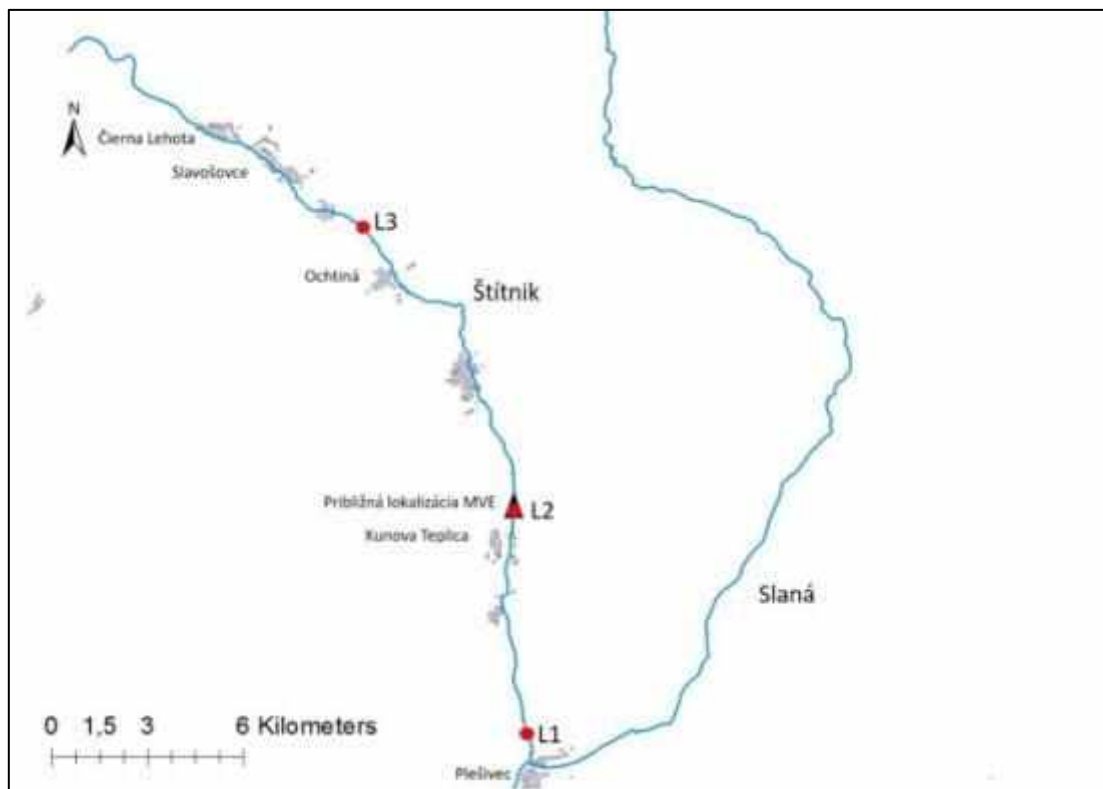
3. Ochtná (L3)

Lokalita má charakter prirodzene meandrujúceho podhorského potoka. Obidva brehy sú husto porastené pobrežnou vegetáciou (zatiernenie cca 70 %), avšak z veľkej časti tvorenou inváznym pohánkovcom *Fallopia* sp. (obr. 9 a 10). Ľavostranný zárasť vegetácie do 5 - 10 m od koryta pokračujúci do lúčneho porastu, pravostranný viac ako 50 m. Dno toku prevažne pokryté väčšími kameňmi (mezo- až makrolitál), miestami,

najmä popri brehoch s pieskovými usadeninami, jemným bahnom alebo POM (partikulovaná organická hmota). Voda mierne zakalená. Dno a brehy miestami s naplaveným komunálnym odpadom (obr. 11). Z hydrobiologického hľadiska môžeme túto lokalitu považovať za referenčnú, kde nepredpokladáme ovplyvnenie činnosťou MVE. Z ichtyologického hľadiska môže byť na lokalite ovplyvnená migrácia rýb vznikom bariéry v rámci MVE.

Odber vzoriek rýb prebehol 16. septembra 2016, GPS súradnice začiatok úseku sú 48°41,794'S, 20°19,024'V, nadmorská výška 349 m. n. m., priemerná šírka toku bola 3,5 m s priem. hĺbkou 35 cm, dĺžka úseku bola 130 m. Na úseku boli realizované dva odbery (1. začiatok o 15:28, čistý čas 43 min., 2. začiatok o 16:40, čistý čas 25 min).

Všetky uvedené profily patria podľa zoznamu typov vodných útvarov do typu K2S – stredné toky v nadmorskej výške 200-500 m.n.m. v Karpatoch (Dobiášová et al. 2006; Makoviská et al. 2013).



Obrázok 1. Mapa skúmaných lokalít s vyznačením približnej lokalizácie MVE Kunova Teplica.

5.2. Metódy terénneho ichtyologického výskumu

Ichtyologický prieskum bol realizovaný 15. a 16. septembra 2016 na toku Štítnik na troch lokalitách. Na každej zo sledovaných lokalít bol zvolený odberný úsek, dlhý min. 100 m, pri

výbere ktorého bolo prihliadané na prítomnosť rôznych typov mikro- a mezohabitatov. Vzorky boli odoberané elektrickým prístrojom určeným na odber vzoriek rýb, pomocou pulzného jednosmerného prúdu. Hĺbka vody na zvolených úsekoch dovoľovala brodenie po celej šírke toku. Okrem autora správy asistovali pri odbere vzoriek dvaja vyškolení pomocníci. Pri odbere boli tiež zaznamenané premenné ako zamokrená šírka toku (v metroch), doba odberu vzoriek (čas bez presunov, merania a pod.), GPS súradnice začiatku úseku, nadmorská výška a sediment dna (jemný, stredný, hrubý). Ryby boli po odbere umiestnené do priestranných priechovníc a determinované do úrovne druhu. Odobraté jedince boli odmerané (celková dĺžka tela v mm, LT) a odvážené (s presnosťou na 0,1 g, obr. 12). Všetky ryby boli následne nepoškodené šetrne vrátené späť do pôvodného toku.

Abundancia druhov bola vyjadrená v počte jedincov na 100 metrov toku ako CPUE/100 („catch per unit of effort“), a to podľa vzorca:

$$N = \frac{n}{l} \times 100$$

kde N = početnosť, n = počet zaznamenaných jedincov druhu, l = dĺžka odberného úseku.

Pre každý úsek bol vypočítaný Slovenský ichtyologický index (FIS - Fish Index of Slovakia, Kováč, 2011). Ten porovnáva získané údaje z terénneho prieskumu s modelovým spoločenstvom, ktoré predstavuje také druhové zloženie a relatívnu denzitu jednotlivých druhov, aké by sa v danom type toku pravdepodobne vyskytovalo, keby tento tok nebol vystavený žiadnym antropickým tlakom, resp. nebol by narušený žiadnymi antropogénnymi disturbanciami. Výpočet FIS narába so siedmimi metrikami (2 reflektujú potravné nároky, 2 metriky nároky na substrát počas reprodukcie, 2 metriky afinitu k habitatu a 1 metrika migračné vlastnosti rýb), ktoré odrážajú ekologickú charakteristiku rýb. Výpočet FIS bol vykonaný prostredníctvom softvérového nástroja FIScalc. Podľa typológie tokov Slovenska 2010 pre potreby výpočtu FIS bola pre úseky Plešivec a Kunova Teplica zvolená kategória 8 (prítoky Slanej do 500 m.n.m.) a pre úsek Ochtná kat. 7 (prítoky Slanej nad 500 m.n.m.).

5.1. Metódy terénneho hydrobiologického výskumu

Posúdenie ekologického stavu vybraných lokalít na toku Štítnik bolo realizované na základe revidovanej (2015) metodiky hodnotenia ekologického stavu, ktorá bola vyvíjaná od roku 2002 kolektívom SHMÚ, VÚVH, Ústavu zoológie SAV a i. (Šporka et al. 2007, Makovinská et al. 2015). V konečnom dôsledku odvodzuje triedu ekologického stavu na základe metrik a indexov, ktoré vyjadrujú štrukturálne a funkčné vlastnosti spoločenstva danej lokality. Každá metrika poskytuje určitú informáciu o biologickom spoločenstve. Vo všeobecnosti je metrika charakteristika bioty, ktorej hodnota sa s narastajúcim antropogénnym vplyvom mení predpovedateľným smerom (Barbour et al. 2005). Inými slovami môžeme povedať, že metriky odrážajú väčšinu zmien bentického spoločenstva spôsobených ľudskou činnosťou.

Multimetrický hodnotiaci systém kombinuje výsledky osobitných hodnotiacich metrík (tab. 1) do komplexného multimetrického indexu, ktorý dokáže vyjadriť ekologický stav vodného toku (AQEM Consortium, 2002). Okrem toho boli na objasnenie fyzikálno-chemických pomerov Štítnika použité údaje voľne dostupné z internetovej stránky Slovenského hydrometeorologického ústavu (SHMÚ 2011 a 2012). Odber vzoriek bol uskutočnený v jesennom aspekte 15. a 16. septembra 2016. Bentický materiál bol odoberaný kvantitatívne, modifikovaným surberovým bentometrom s rozmermi 25 x 25 cm a plochou dna 0,0625 m². Na každej lokalite bolo odobratých 16 štvorcov (spolu 1 m²) proporcionálne z dominantných typov substrátu (Lenat 1988) v dvoch rozdielnych typoch habitatov – prúdivé úseky a tíšiny, čím bude zabezpečená porovnateľnosť údajov medzi odberovými miestami. Odobraný materiál bol na lokalite fixovaný 4 % roztokom formaldehydu. V laboratóriu boli vzorky premyté a vytriedené do skupín a uchované v 70 % roztoku etanolu. Vodné bezstavovce boli pomocou binokulárnej lupy a mikroskopu určené do čo najnižšej taxonomickej úrovne. V programe ASTERICS 4.03 (AQEM Consortium, 2002) bola vyhodnotená ekologická integrita lokalít na základe indexov a druhových vlastností zaznamenaných taxónov (tab. 1). Na základe výsledkov jednotlivých indexov bol vypočítaný multimetrický index PEK (pomer ekologickej kvality) a následne stanovená trieda ekologického stavu skúmaných profilov na škále I-V (Bartík et al. 2008). Predpokladaný vplyv výstavby a prevádzky MVE v profile Kunova Teplica na bentické bezstavovce rieky Štítnik bol vyhodnotený na základe výsledkov publikovaných vedeckých štúdií so zameraním na vplyv diskontinua na spoločenstvo makrozoobentosu.

5.2. Slovník odborných hydrobiologických pojmov

Typy mikrohabitatov (Moog 1996)

Pelál - bahnité jemné sedimenty, ktorých veľkosť je < 0,06 mm,

Argylál - íl, silt, prach, hlina, ílovité jemné anorganické sedimenty, s pevnou jednoliatou štruktúrou, zloženou z veľmi jemných adhézných zrníek vytvárajúcich jednoliaty povrch, veľkosť < 0,06 mm,

Psamál – hrubý a jemný piesok s veľkosťou 0,06 - 2,0 mm,

Akál – stredný a jemný štrk vo veľkosti 2 - 20 mm,

Litál - hrubý štrk - mikrolitál, okrúhliaky - mezolitál, balvany - makrolitál, skaly - megalitál vo veľkosti 2 – 40 cm,

Fytál – plávajúce koberce, trsy a zhluky makrofýt, chumáče a nárasty baktérií, húb, často s nahromadeným detritom, machom a povlakmi rias,

POM – nánosy jemnej organickej hmoty.

Aka+Lit+Psa – podiel taxónov preferujúci akál, litál a psamál

Preferencia na rýchlosť prúdu (Schmedtje 1995)

Limnobiont – druh žijúci v stojatej vode,

Limnofil – druh preferujúci stojatú vodu,

Limno až reofil – druh žijúci od stojatej po tečúcu vodu (inklinuje viac k stojatej vode),

Reo až limnofil – druh žijúci od tečúcej po stojatú vodu (inklinuje viac ku tečúcej vode),

Reofil - druh preferujúci tečúcu vodu,

Reobiont – druh žijúci v tečúcej vode,

Indiferent – druh vyskytujúci sa ako v tečúcich, tak aj v stojatých vodách.

Spôsob získavania potravy (Moog 1996)

Spásač a zoškrabávač – druh, ktorý získava rastlinnú potravu z minerálnych a organických povrchov,

Mínovač – druh vyhryzávajúci, vŕtajúci chodbičky v živom rastlinnom tkanive,

Xylofág - požírač drevnej hmoty, druh živiaci sa odumretou drevnou hmotou, prežúvač a vŕtač dreva,

Drvič a kúskovač – drviče a rozdrobovače hrubej organickej hmoty,

Zberač – druh živiaci sa zberaním alebo zhrňaním detritu, detritofágny zberač alebo zberač sedimentov ako aj zberač povrchového filmu,

Aktívny filtrátor – druh vybavený filtračným aparátom, ktorý mu umožňuje získavať z voľnej vody jemnú organickú hmotu (FPOM), typ zberača,

Pasívny filtrátor – druh vytvárajúci siete alebo sieťam podobné zariadenia na zachytávanie FPOM, typ zberača,

Predátor – dravý druh, požírajúci celých živočíchov, prípadne ich časti,

Parazit – parazitický druh, vnútorný parazit vajíčok, lariev a kukiel, vonkajší parazit lariev, prepupálnych a pupálnych štádií, kokónov, schránok kukiel alebo vonkajší parazit dospelých pavúkov,

Iný – druh s iným spôsobom získavania potravy

Tabuľka 1. Prehľad metrík pre hodnotenie ekologického stavu vodného toku typu K2S

Typ metrík	Metrika	Charakteristika
Sapróbne indexy	Saprobic index (Zelinka & Marvan)	Číselná hodnota miery organického znečistenia toku
	oligo [%]	Percentuálne zastúpenie taxónov preferujúcich oligosaprobity
Biotický index	BMWP Score	Súčet bodov pridelených jednotlivým čeľadiam podľa ich citlivosti na organické znečistenie
Zonačné metríky	Rhithron Typie Index	Zastúpenie rítrálových taxónov
	Index of Biocoenotic Region	Zastúpenie taxónov preferujúcich jednotlivé zóny toku od krenálu po potamál
	[%] metarhithral	Percentuálne zastúpenie taxónov preferujúcich metaritrál
Mikrohabitatová preferencia	[%] Type Aka+Lit+Psa	Percentuálne zastúpenie taxónov preferujúcich substráty akál, litál a psamál
Metriky diverzity	Diversity (Margalef Index)	Index diverzity podľa Margalefa (1984)
Spôsob získavania potravy	[%] Shredders	Percentuálne zastúpenie potravnnej skupiny drvičov
	[%] Gatherers/Collectors	Percentuálne zastúpenie potravnnej skupiny zberačov - zhŕňačov
Druhovú bohatstvo	EPT-Taxa	Počet taxónov podeniek, pošvatiek a potočníkov
	Numbers of Families	Počet čeľadí

6. Výsledky terénneho ichtyologického prieskumu

Na sledovaných úsekoch toku bolo celkovo spracovaných 959 jedincov náležiacich jednému druhu mihule a siedmim druhom rýb patriacich do piatich čeľadí: mihuľa potiská *Eudontomyzon danfordi* Regan, 1911; pstruh potočný *Salmo trutta* m. *fario* (Linnaeus, 1758); jalec hlavatý *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758); hrúz škvrnitý *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758); mrena škvrnitá *Barbus petenyi* Heckel, 1852; ploska pásavá *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782); slíž severný *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758) a ostriež zelenkavý *Perca*

fluviatilis Linnaeus, 1758 (tab. 3, obr. 13 až 22). Zloženie ichtyofauny zodpovedá podhorskému až horskému potoku. Najväčšiu diverzitu (8 druhov) sme zistili v úseku 1 nad sútokom s riekou Slaná, najmenšiu nad obcou Ochtná (3 druhy). Početnosť, dĺžka a hmotnosť tela jednotlivých druhov na sledovaných úsekoch sú uvedené v tabuľke 3.

Najpočetnejším druhom bola ploska pásavá, ktorá predstavovala viac ako polovicu z celkového počtu zaznamenaných jedincov, nasledoval pstruh potočný a mrena škvrnitá. Najmenej početnými boli slíž severný a ostriež zelenkavý (tab. 3, obr. 2). Mihuľu potiskú sme zistili na všetkých troch sledovaných úsekoch a to v početnosti 34 jedincov (úsek Plešivec a Kunova Teplica) resp. 17 jedincov (úsek Ochtná) na 100 m toku. Nižšia početnosť v úseku nad Ochtnou odzrkadľuje hydromorfologické podmienky toku, ktorý je už v týchto miestach menší a užší, s rýchlejším prúdením a menšou sedimentačnou schopnosťou. Zaznamenali sme všetky vývinové štádiá mihule od najmenších lariev (minoh) až po metamorfujúce a dospelé jedince (obr. 14 a 15). Stav populácie tohto druhu v toku Štítnik je dobrý na všetkých troch sledovaných úsekoch.

Tabuľka 2. Prehľad a ekol. charakteristika mihúľ a rýb zaznamenaných na sledovaných lokalitách na toku Štítnik.

	Plešivec	Kunova Teplica	Ochtniná	Ekologická charakteristika				
				1	2	3	4	5
Petromyzontidae - mihuľovité								
<i>Eudontomyzon danfordi</i> (mihuľa potiská)	*	*	*	Ca. 1	A. 2. 3	Re	NM	NT
Salmonidae - lososovité								
<i>Salmo trutta</i> m. <i>fario</i> (pstruh potočný)	*	*	*	Ca. 1	A. 2. 3	Re	SD	LC
Cyprinidae - kaprovité								
<i>Squalius cephalus</i> (jalec hlavatý)	*	*		Eu	A. 1. 3	Re	SD	LC
<i>Gobio gobio</i> (hrúz škvrnitý)	*			Ca. 1	A. 1. 6	Et	NM	LC
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (ploska pásavá)	*	*		Ca. 1	A. 1. 1	Re	SD	LC
<i>Barbus petenyi</i> (mrena škvrnitá)	*	*	*	Eu	A. 1. 3	Re	SD	LC
Cobitidae - pľuzvité								
<i>Barbatula barbatula</i> (slíž severný)	*			Ca. 1	A. 1. 6	Re	NM	LC
Percidae - ostriežovité								
<i>Perca fluviatilis</i> (ostriež zelenkavý)	*			Ca. 1	A. 1. 4	Et	SD	LC

Vysvetlivky:

1- potravná skupina

Ca. 1 - nešpec. mäsožravé

Eu - všežravé

2- reprodukčné skupiny:

A. 1. 1 - pelagofily

A. 1. 3 - litofily

A. 1. 4 - fyto-litofily

A. 1. 6 - psamofily

A. 2. 3 - litofily - ukrývače

3- vzťah k prúdeniu

Et- eurytopný

Re- reofilný

4- vzťah k ťahom

NM- neťažný

SD- ťahy do 100 km

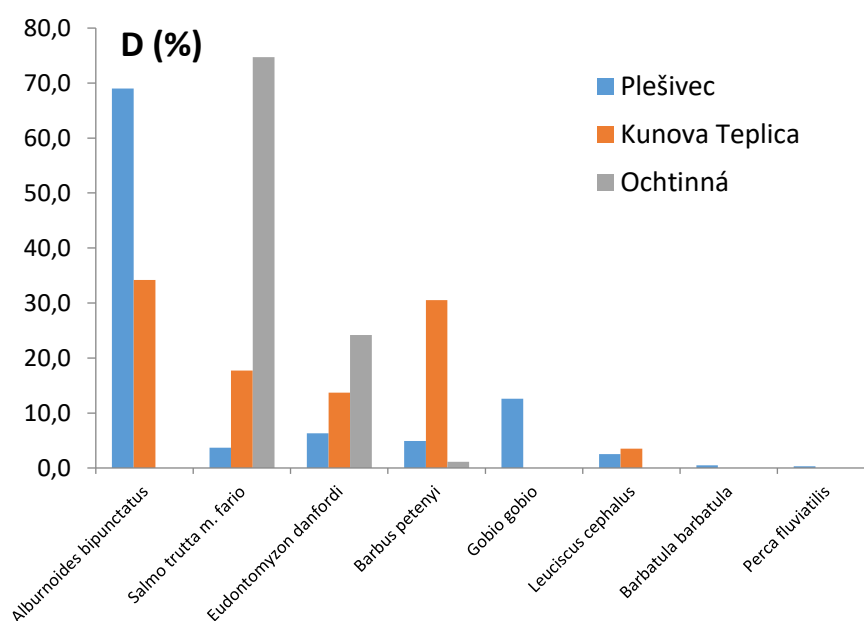
5- stupeň ohrozenia

NT- takmer ohrozený

LC- menej dotknutý

Tabuľka 3. Početnosť a hmotnosť jednotlivých druhov na toku Štítnik v sledovaných úsekoch; N – početnosť v celom úseku, CPUE/100 – početnosť na 100 m, LT – celková dĺžka tela, m – hmotnosť, FIS – Slovenský ichtyologický index.

	N	LT (mm)			m (g)			CPUE/100m	kg/1ha
		priem	min	max	priem	min	max		
Plešivec									
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	406	68	30	142	4,1	0,2	24,0	369	21,48
<i>Gobio gobio</i>	74	111	65	169	15,0	2,0	53,0	67	14,14
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	37	116	49	173	7,8	3,0	0,2	34	1,46
<i>Barbus petenyi</i>	29	78	35	215	13,3	0,3	103,0	26	5,01
<i>Salmo trutta m. fario</i>	22	199	116	233	81,0	15,0	126,0	20	23,20
<i>Squalius cephalus</i>	15	165	61	235	60,0	2,0	131,0	14	11,60
<i>Barbatula barbatula</i>	3	106	95	118	10,0	7,0	14,0	3	0,38
<i>Perca fluviatilis</i>	2	131	128	134	27,0	25,0	29,0	2	0,70
Σ	588							535	
Kunova Teplica									
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	96	59	30	150	3,8	0,1	31,0	83	5,35
<i>Barbus petenyi</i>	86	64	32	214	6,5	0,2	107,0	75	8,14
<i>Salmo trutta m. fario</i>	50	186	104	282	71,6	11,0	212,0	43	51,89
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	39	100	45	190	2,4	0,2	10,0	34	1,38
<i>Squalius cephalus</i>	10	208	160	258	100,6	43,0	195,0	9	14,58
Σ	281							244	
Ochtinná									
<i>Salmo trutta m. fario</i>	67	205	99	320	106,0	9,0	341,0	52	156,00
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	22	139	85	239	5,2	1,0	20,0	17	2,49
<i>Barbus petenyi</i>	1	180	180	180	72,0	72,0	72,0	1	1,58
Σ	90							69	



Obrázok 2. Dominancia jednotlivých druhov na skúmaných lokalitách toku Štítnik.

Z pohľadu klasifikácie reprodukčných gíld (Balon 1981) sme zistili len "ikru neochraňujúce" druhy. Podľa vzťahu k neresovému substrátu prevažovali litofilné druhy (4 druhy, vrátane litofilov - ukrývačov), dvoma druhmi boli zastúpené psamofily, neresiace sa na pieskový substrát a po jednom druhu pelagofily (ikry kladúce do voľnej vody) a fytolitofilny (neresiace sa na tvrdý podklad alebo rastliny, tab. 2).

Čo sa týka vzťahu k rýchlosti prúdu, prevažovali druhy reofilné (6 druhov), prežívajúce zväčša v prostredí s rýchlosťou prúdu prevyšujúcou $0,5 \text{ m.s}^{-1}$. Larvy mihule potiskej sa vyvíjajú 4 - 5 rokov v jemných sedimentoch dna, tvoriacich sa hlavne v meandroch a za prekážkami v menej prúdivých úsekoch toku. Hrúz škvrnitý a ostriež zelenkavý sú eurytopné (nemajú celkom vyhranené nároky na rýchlosť prúdu a zväčša sa vyskytujú v prostredí s rýchlosťou prúdu do $0,5 \text{ m.s}^{-1}$).

Ekologický stav toku podľa Slovenského ichtyologického indexu (FIS) vyšiel najlepšie v prípade úseku Kunova Teplica ako **dobrý** (hodnota 0,71), v úsekoch Plešivec a Ochtná ako **priemerný** (hodnota 0,56 resp. 0,62).

Z hľadiska ochranného statusu majú význam druhy európskeho významu a druhy zahrnuté do červeného zoznamu druhov kruhoústych a rýb Slovenska (Koščo et Holčík, 2008). Z nich treba na prvom mieste spomenúť výskyt **takmer ohrozenej** mihule potiskej, ktorej spoločenská hodnota jedného jedinca je 690 €. Jedná sa o druh európskeho významu, na ktorého ochranu sa vyhlasujú chránené územia. Mrena škvrnitá sa podľa niektorých názorov vyznačuje pomerne širokou ekologickou plasticitou a nie je "potrebné tento druh zaraďovať medzi ohrozené a vzácne druhy" (Koščo et al. 2000) a podľa aktuálneho ČZ patrí medzi menej dotknuté druhy. Podobná situácia je aj v prípade menej dotknutej plosky pásavej, ktorá patrí na mnohých našich podhorských tokoch medzi eudominantné druhy. V minulosti bola pre plosku stanovená spoločenská hodnota, podľa najnovšej novelizácie zákona už pre ňu spoločenská hodnota nie je stanovená. Do kategórie menej dotknutý sú zaradené aj slíž severný, hrúz škvrnitý, ostriež zelenkavý, pstruh potočný a jalec hlavatý. Z hľadiska pôvodu sú všetky zaznamenané druhy autochtónne.

Odhadnutá veková štruktúra (na základe dĺžky) indikuje, že tok Štítnik v časti Kunova Teplica nie je len dočasným refúgiom pre zistené druhy, ale predovšetkým ich trvalým biotopom, v ktorom majú svoje trvalé habitaty, získavajú potravu a zabezpečujú svoju reprodukciu. Dominujú v ňom druhy uprednostňujúce prúdivé úseky tokov so štrkovitým dnom, žijúce sa prevažne bezstavovcami. Pre úplnosť je potrebné dodať, že v prípade pstruha potočného je hustota jeho populácie pravdepodobne ovplyvnená aj manažmentom zo strany miestnej organizácie Slovenského rybárskeho zväzu.

Ani na jednej z lokalít sme nezaznamenali hlaváča bielooplutvého (*Cottus gobio*), ktorého výskyt spolu so pstruhom potočným je charakteristický pre horný tok Štítnika (Koščo et al., 2000). Podobne sme nezaznamenali ani výskyt čerebľe pestrej (*Phoxinus phoxinus*). Nízku abundanciu alebo absenciu malých druhov (čerebľa pestrá, slíž severný a i.) je možné vysvetliť neskorým ročným obdobím, kedy prebehol ichtyologický prieskum, ale aj vyššou početnosťou vysádzaného pstruha potočného, ako je tomu aj v iných rybársky obhospodarovovaných revíroch (Koščo et Košť, 1996)

7. Výsledky terénneho hydrobiologického prieskumu

7.1. Fyzikálno-chemické pomery

Na základe dostupných údajov z rokov 2011 – 2012 (tab. 4) môžeme konštatovať, že v rieke Štítnik pod SHP Slavošovce bola výrazne horšia kvalita vody. Chemická spotreba kyslíka (CHSKCr) vyjadruje mieru znečistenia vody oxidovateľnými organickými látkami. Na tejto lokalite stúpila priemerná hodnota CHSKCr takmer 5-násobne v porovnaní s priemernou hodnotou v profile Štítnik - nad Čiernou Lehotou. Hoci je ďalšia lokalita (Štítnik - nad žel. stanicou) vzdialená po prúde len 7,3 riečneho km, samočistiaca schopnosť toku sa prejavila poklesom organického znečistenia takmer na polovicu. Ďalšie parametre, ktoré však prekračovali hodnoty podľa Nariadenia vlády SR 269/2010, boli amoniakálny dusík (N-NH₄), dusitanový dusík (N-NO₂) a sapróbny index biosestónu (SI-bios.). Celková koncentrácia dusíka (N-celk.) a fosforu (P-celk.) bola pod SHP Slavošovce taktiež zvýšená. Zlepšenie chemizmu vody však v súčasnosti nemožno vylúčiť, ani potvrdiť, nakoľko v roku 2015 boli merané len vybrané fyzikálno-chemické ukazovatele (mimo hore uvedených) na profile Štítnik-pod SHP Slavošovce a údaje z roku 2016 nie sú zatiaľ verejne dostupné.

Tabuľka 4. Priemerné hodnoty fyzikálno-chemických parametrov vybraných lokalít potoka Štítnik, vysvetlivky skratiek v texte, x – nehodnotený parameter, tučným písmom sú označené prekročené hodnoty.

Lokalita Faktor	Štítnik – nad Čiernou Lehotou (2012)	Štítnik - pod SHP Slavošovce (2011)	Štítnik – Štítnik nad žel. stanicou (2011)
rozp. O ₂ (mg/l)	11,11	12,04	12,1
Teplota vody (°C)	7,6	8,4	8,4
CHSKCr (mg/l)	5,4	24,3	13,16
pH	7,87	7,57	7,86
N-NH ₄ (mg/l)	0,007	0,84	0,138
N-NO ₂ (mg/l)	x	0,015	x
N-celk. (mg/l)	0,7	2,55	2,3
P-celk (mg/l)	0,025	0,192	0,093
SI-bios	x	2,44	x

7.2. Benthické bezstavovce

Celkovo bolo na skúmaných profiloch determinovaných viac ako 15 700 jedincov benthických bezstavovcov, spolu 67 taxónov resp. druhov (tab. 5). Denzita makrozoobentosu sa po prúde potoka Štítnik postupne znižovala zo 7024 jed.m⁻² na lokalite Ochtiná, až po 3505 jed.m⁻² na lokalite Plešivec. Na lokalite Kunova Teplica bola denzita 5243 jed.m⁻². Opačný trend malo druhové bohatstvo a najviac druhov bolo determinovaných na úseku v Plešivci (49) a najmenej nad Ochtinou (39).

Z ekosoologického hľadiska je významný nález raka riečneho (*Astacus astacus*, obr. 23), ktorý podľa červeného zoznamu IUCN patrí medzi zraniteľné druhy. Okrem toho sa v potoku Štítnik vyskytuje aj dvojkrídlovec druhu *Atherix ibis*, ktorý je označovaný ako zraniteľný druh (Jedlička a Stloukalová 2001). Obidva druhy boli nájdené prevažne v spodnom úseku toku a patria medzi druhy národného významu (Vyhláška MŽP č. 24/2003 Z.z.). Je dôležité podotknúť, že odber makrozoobentosu len v jesennom aspekte s najväčšou pravdepodobnosťou nezachytil celé druhové spektrum makrozoobentosu. Z tohto dôvodu nie je možné vylúčiť prítomnosť ďalších vzácných, resp. ohrozených druhov. Zoznam taxónov pravdepodobne pokrýva väčšinu prítomných druhov na jednotlivých lokalitách, avšak nemusí byť definitívny.

V pozdĺžnom profile potoka Štítnik bolo na základe výsledkov vyhodnotenia spoločenstiev zistených viacero kontinuálnych zmien v štrukturálnych aj funkčných parametroch spoločenstiev (tab. 6). Zo štrukturálnych zmien je to celkový nárast diverzity, nárast denzity máloštetinavcov (Oligochaeta) a EPT taxónov a pokles denzity pijavice *E. octoculata*, kôrovcov čeľ. Gammaridae, podeniek a pošvatiek v smere od prameňa po ústie. Z funkčných parametrov klesá index biocenotického regiónu, preferencia Aka+Lit+Psa substrátu a podiel reofilných taxónov (tab. 4, obr. 3). Na lokalite Kunova Teplica dochádza k narušeniu (za prirodzených okolností) kontinuálnych trendov. Lokálne tu dochádza k zvýšeniu podielu metaritrálových taxónov, pomeru predátorov, pasívnych filtrátorov a zoškrabávačov, či zníženiu pomeru zberačov-zhrňáčov, drvičov a reobiontných taxónov (tab. 4, obr. 4). Tieto zmeny sú pravdepodobne dôsledkom doznievajúceho vplyvu znečistenia z horného úseku a začínajúcej hydromorfologickej degradácie toku (úpravy koryta a brehov).

Index BMWP sa po prúde kontinuálne zvyšuje, zatiaľ čo hodnota sapróbného indexu je z hľadiska klasifikácie na úrovni beta-mezosaprobity pre všetky skúmané lokality. Pre beta-mezosapróbne toky je charakteristické prirodzené zaťaženie organickými látkami, týka sa to však stredných a dolných úsekov tokov (hyporitrál až metapotamál) (Lellák a Kubíček 1991). Horné úseky tokov (epipotamál), akým je Štítnik v celej svojej dĺžke, by organické zaťaženie malo za normálnych podmienok dosahovať úroveň oligosaprobity. BMWP index je v hydrobiológii považovaný za rýchly a pomerne presný nástroj na zhodnotenie ekologického stavu tokov na základe prítomných čeľadí makrozoobentosu (Bulánková & Stloukalová 2012). V tomto prípade výsledok znamená pre všetky lokality veľmi dobrú ekologickú kvalitu (BMWP>100), hoci najmä medzi lokalitou Ochtná a lokalitami Kunova Teplica a Plešivec je značný rozdiel, ktorý vyjadruje prítomnosť čeľadí tolerujúcich väčšie znečistenie, alebo naopak, pokles čeľadí citlivých na znečistenie.

O zhoršení ekologického stavu lokality Ochtná nám napovedá aj taxonomické zloženie niektorých skupín makrozoobentosu. Napríklad v prípade pošvatiek došlo k výraznej zmene v druhovej diverzite a denzite. Podľa AFNOR (2004) sú práve pošvatky najlepšimi bioindikátormi ľudských zásahov do ekosystémov vodných tokov. Svitok & Novíkmec (2014) ich rovnako považujú za najlepšie indikátory zmien toku vplyvom činnosti MVE derivačného typu. Prítomnosť druhov *Nemoura flexuosa* a *Leuctra hippopus* na lokalite Ochtná indikujú

vyššiu mieru znečistenia lokality (Krno 2007). Pošvatka *Perla abdominalis* sa vyskytovala len na lokalitách Kunova Teplica a Plešivec a je charakteristickým indikátorom čistoty vôd (obr. 24).

Výsledný multimetrický index PEK (pomer ekologickej kvality) vyjadruje odchýlku medzi zistenými hodnotami a referenčným (nenarušeným) stavom (Bartík et al. 2008). Kým na lokalitách Kunova Teplica a Plešivec bol zistený veľmi dobrý ekologický stav (I trieda), na lokalite Ochtná je ekologický stav o triedu horší – dobrý (II trieda), čo vyplýva aj z jednotlivých metrík, či zloženia spoločenstva tejto lokality. Na základe výsledkov môžem zhrnúť ekologický stav rieky Štítnik nasledovne:

1. Lokalita Ochtná (nad plánovanou MVE) je následkami ľudskej činnosti a osídlenia oblasti najviac zaťažená organickým znečistením. To sa prejavilo poklesom druhovej bohatosti bentických bezstavovcov a celkovým zhoršením ekologického stavu lokality.
2. Lokalita Kunova Teplica (v mieste vzdutia MVE) už dosahuje veľmi dobrý ekologický stav napriek začínajúcim hydromorfologickým zásahom do koryta rieky.
3. Lokalita Plešivec (pod plánovanou MVE) dosahuje rovnako veľmi dobrý ekologický stav, tiež tu bol zaznamenaný výskyt zákonom chráneného raka riečneho.

Tabuľka 5. Densita (jed.m⁻²) zaznamenaných druhov bentických bezstavovcov na skúmaných lokalitách, L1- Plešivec, L2- Kunova Teplica, L3- Ochtná.

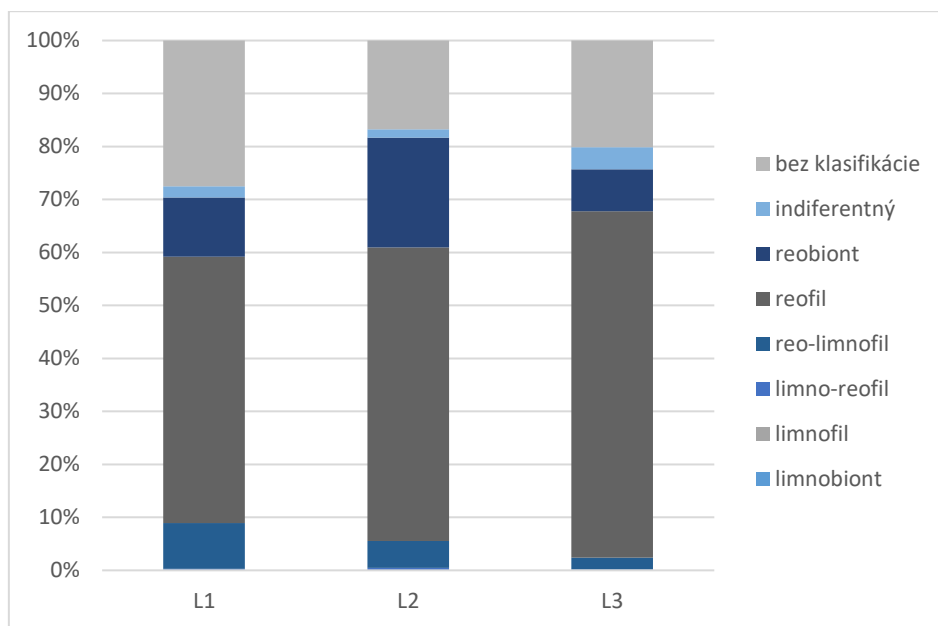
Druh	L1	L2	L3
Turbellaria			
<i>Dugesia gonocephala</i>	70	99	29
Oligochaeta			
<i>Aulodrilus pluriseta</i>	4	0	0
<i>Cognettia sphagnetorum</i>	0	20	51
<i>Eiseniella tetraedra</i>	4	9	2
<i>Emblocephalus velutinus</i>	0	18	4
<i>Enchytraeus</i> sp.	0	0	2
<i>Henlea perpusilla</i>	0	2	2
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	5	2	0
<i>Nais alpina</i>	59	53	136
<i>Nais elinguis</i>	12	20	0
<i>Pristina</i> sp.	0	4	0
<i>Propappus volki</i>	61	15	0
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	5	0	0
<i>Rhyacodrilus falciformis</i>	0	2	11
<i>Stylodrilus heringianus</i>	25	42	0
<i>Stylodrilus parvus</i>	101	11	0
<i>Stylodrilus</i> sp. juv.	110	75	44
<i>Tubifex tubifex</i>	2	20	2
<i>Tubificidae</i> gen. sp. 1	0	0	2
<i>Tubificidae</i> gen. sp. juv.	95	18	0
Hirudinea			
<i>Erpobdella octoculata</i>	5	11	33

Mollusca			
<i>Ancylus fluviatilis</i>	23	123	11
<i>Pisidium</i> sp.	18	2	62
Crustacea			
<i>Astacus astacus</i>	1	0	0
<i>Gammarus roeselii</i>	31	0	0
<i>Gammarus balcanicus</i>	757	741	1291
<i>Gammarus fossarum</i>	391	1021	2495
Ephemeroptera			
<i>Baetis alpinus</i>	0	0	18
<i>Baetis lutheri</i>	1	9	0
<i>Baetis rhodani</i>	306	398	1038
<i>Ecdyonurus venosus</i>	17	22	110
<i>Epeorus assimilis</i>	0	11	31
<i>Ephemera danica</i>	4	26	0
<i>Leptophlebia submarginata</i>	6	2	0
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	301	880	359
Plecoptera			
<i>Leuctra fusca</i>	8	29	4
<i>Leuctra hippopus</i>	0	0	11
<i>Nemoura flexuosa</i>	0	0	46
<i>Perla abdominalis</i>	2	7	0
<i>Perlodes microcephalus</i>	0	2	4
Trichoptera			
<i>Agapetus</i> sp.	18	0	0
<i>Chaetopteryx fusca/villosa</i>	2	2	0
<i>Hydropsyche incognita</i>	1	0	0
<i>Hydropsyche instabilis</i>	0	0	2
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	7	18	0
<i>Hydropsyche</i> sp. juv.	18	106	561
<i>Notidobia ciliaris</i>	402	466	15
<i>Psychomyia pusilla</i>	1	0	33
<i>Rhyacophila nubila</i>	0	0	73
<i>Rhyacophila oblitterata</i>	2	0	0
<i>Rhyacophila tristis</i>	0	0	62
<i>Rhyacophila</i> sp. juv.	2	9	0
<i>Sericostoma flavicorne</i>	1	0	11
<i>Sericostoma personatum</i>	4	2	0
<i>Sericostoma</i> sp. juv.	2	7	0
<i>Silo nigricornis</i>	11	20	0
<i>Silo pallipes</i>	1	0	40
<i>Silo</i> sp. juv.	187	0	15
Coleoptera			
<i>Orectochilus villosus</i>	35	44	9
<i>Elmis</i> sp.	161	152	42

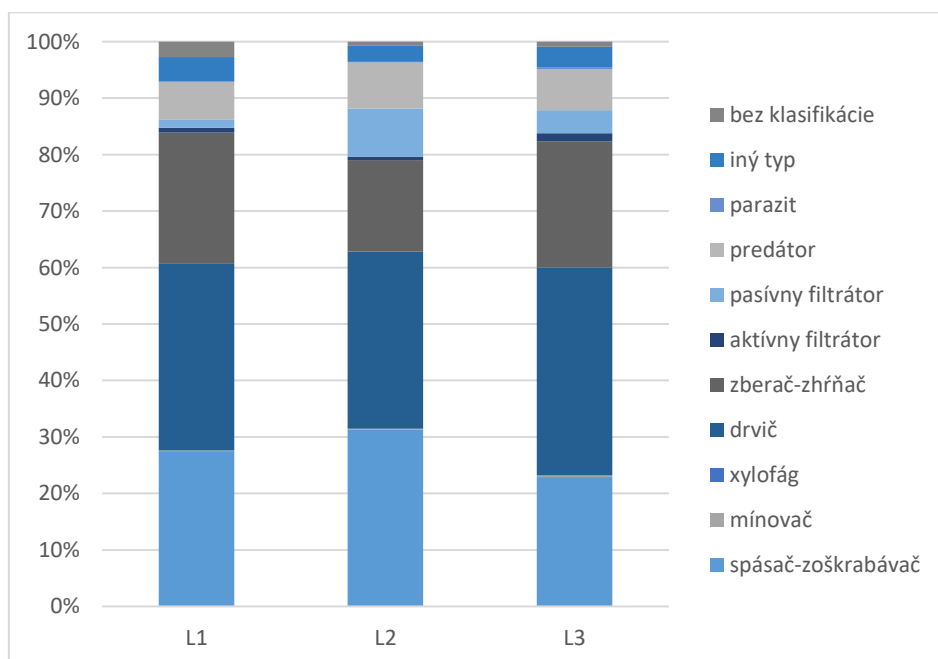
<i>Limnius sp.</i>	29	59	33
Odonata			
<i>Calopteryx virgo</i>	1	2	0
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1	4	0
Diptera			
<i>Atherix ibis</i>	28	40	0
<i>Ceratopogoninae</i>	0	0	13
<i>Dicranota sp.</i>	52	143	119
<i>Hemerodromia sp.</i>	25	7	0
<i>Hexatoma sp.</i>	8	18	2
<i>Chironomidae gen. sp.</i>	41	59	196
<i>Ptychoptera sp.</i>	5	4	0
<i>Simuliidae gen. sp.</i>	37	385	0
<i>Tabanidae gen. sp.</i>	0	2	0

Tabuľka 6. Výsledné hodnoty metrik, pomeru ekologickej kvality (PEK) a triedy ekologického stavu pre jednotlivé lokality, L1- Plešivec, L2- Kunova Teplica, L3- Ochtná.

Metrika	L1	L2	L3
Saprobic index (Zelinka & Marvan)	1,76	1,87	1,81
oligo [%]	32,68	31,63	33,49
BMWP Score	199	197	144
Rhitron Type Index	10,15	10,06	11,86
Index of Biocoenotic Region	3,85	3,99	4,1
[%] metarhithral	24,76	25,25	23,34
[%] Type Aka+Lit+Psa	70,79	78,38	80,93
Diversity (Margalef Index)	6,49	5,96	4,52
[%] Shredders	33,95	31,61	37,19
[%] Gatherers/Collectors	23,89	16,33	22,53
EPT-Taxa	23	18	18
Numbers of Families	34	35	26
PEK	0,89	0,84	0,79
Trieda ekologického stavu	I	I	II



Obrázok 3. Percentuálny podiel taxónov bentických bezstavovcov s rôznym vzťahom k prúdeniu vody na jednotlivých lokalitách.



Obrázok 4. Percentuálny podiel taxónov bentických bezstavovcov vo vzťahu k spôsobu získavania potravy na jednotlivých lokalitách.

8. Návrh typu generátora el. energie

Negatívne vplyvy MVE je možné eliminovať alebo minimalizovať vhodnou lokalizáciou stavby, technickým riešením zodpovedajúcim danému prostrediu a použitím moderných metód vrátane vhodne zvolených účinných opatrení. Ak je vybudovanie MVE nevyhnutné, odporúča sa budovať ich v miestach existujúcich nutných bariér (hate a pod.), kde

vybudovanie funkčného rybovodu alebo biokoridoru môže napomôcť k spriechodneniu tejto bariéry. V podmienkach Slovenska sa budujú hlavne dve schémy MVE: prihaťová a derivačná, pričom obe riešenia predstavujú komplikáciu, a to vybudovanie priečnej bariéry na toku (minimálne vytvorenie sedimentačnej zdrže), potrebnej pre zabezpečenie vzdutia vodnej hladiny. Takáto bariéra má priamy negatívny dopad na migráciu organizmov, ale aj na zmenu fyzikálnochemických vlastností vody, transport organickej hmoty a i., čo môže viesť až k výrazným zmenám celých spoločenstiev organizmov. Je nutné brať do úvahy aj synergické pôsobenie viacerých bariér lokalizovaných na jednom toku, kde ich vplyvom môže dôjsť k celkovej zmene habitatu daného toku na veľmi dlhom úseku. Pre úplnosť je preto potrebné doplniť, že na nami skúmanom toku Štítnik sú podľa „Návrhu koncepcie využitia hydroenergetického potenciálu vodných tokov SR do roku 2030“ navrhnuté ďalšie dva profily pre výstavbu MVE (Roštár a Štítnik). V neposlednom rade je potrebné pri takýchto projektoch prihliadať aj na implementáciu Rámcovej smernice o vode 2000/60/EC.

Z vyššie uvedených dôvodov je z nášho pohľadu najvhodnejším riešením typ elektrárne resp. generátora energie, pri ktorom nie je potrebné tok prehradzovať, napr. typ generátora el. energie „3E MILL“ (www.3emill.eu) a i., čím sa negatívne dopady na životné prostredie a biotu znižujú na minimum (variant A). Odporúčame primárne pracovať s týmto variantom, V takom prípade by nebolo potrebné tok prehradzovať, čím by sa predišlo zmenám hydrologických pomerov (premena na lotické prostredie), fyzikálnochemických vlastností vody, zaplaveniu územia vzdutou hladinou a nevznikla by bariéra pre živočíchy. Ďalším kladom sú menšie rozmery a pri zvolení správneho miesta osadenia nepôsobí v krajine rušivo. Takýto typ MVE by podľa nášho názoru predstavoval najekologickejšie riešenie v prípade toku Štítnik v profile Kunova Teplica.

Druhou, avšak menej vhodnou alternatívou (variant B), nesúcou so sebou všetky negatíva je derivačný typ MVE s odberným potrubím. V tomto prípade je už ale nutné vzdutie vodnej hladiny, resp. prehradenie toku a vybudovanie odberného zariadenia, z ktorého by bola voda odvádzaná potrubím na turbínu mimo tok do objektu MVE a následne odpadovým potrubím späť do pôvodného koryta. V prípade tohto variantu odporúčame také konštrukčné riešenie, aby vzniknutá bariéra bola čo najmenšia resp. najnižšia, a ak je to možné, vytvorená z prírodných materiálov (kamenný násyp a pod.). V prípade tohto riešenia by bolo vhodné iba minimálne vzdutie, potrebné pre vtok vody do prívodného potrubia. Pri odbere časti objemu vody do MVE musí byť stále dodržaný požadovaný prietok vody aj v pôvodnom koryte toku a rybovode, pričom dodržanie tohto prietoku je nadradené odberu vody pre MVE. Odberný objekt (bariéra) musí byť konštrukčne riešený tak, aby bola zabezpečená obojsmerná migrácia v toku, a to 1) priamo cez bariéru (vybudovanie kamenného sklzu, rybej rampy, sériou kaskád, rybovodu a pod.), alebo mimo bariéru prostredníctvom biokoridoru – obtokového ramena.

9. Prognózy vplyvu prehradenia toku v profile Kunova Teplica na spoločenstvo makrozoobentosu a ichtyofauny rieky Štítnik

9.1. Vplyv prehradenia na spoločenstvo makrozoobentosu

Vplyv prehradenia toku je hodnotený pre variant B rátajúci s vytvorením zdrže. V prípade variantu A, bez nutnosti prehradenia toku, by boli negatívne dopady na ŽP minimálne a dodatočne by bolo vhodné len upresnenie použitých materiálov a technického riešenia pre prípadnú úpravu brehov v mieste osadenia el. generátora. Výstavba a prevádzka MVE (variant B) by sa na environmentálne podmienky lokality Kunova Teplica prejavila oproti varianu A oveľa výraznejšie. Vplyv na benthické organizmy by tu bol najsilnejší, nakoľko by došlo k zmene základnej vlastnosti tečúcich vôd – prúdeniu vody. Vplyv MVE pod priečnou haťou a vo väčšej vzdialenosti by závisel predovšetkým na parametroch zdrže a prevádzky hydroelektrárne.

Na základe štúdie vplyvu MVE na ekosystém podhorského potoka (Svitok & Novikmec 2014) predpokladáme, že vplyv MVE v profile Kunova Teplica by sa pod zdržou prejavil:

1. poklesom prietoku vody, resp. fluktuáciami vodnej hladiny v závislosti od výroby elektrickej energie,
2. zvýšením priemernej ročnej teploty vody,
3. poklesom transportu organického materiálu (TOM) z horného úseku jeho sedimentáciou v zdrži,
4. zvýšením množstva bentickej organickej hmoty (BOM) a nárastov perifytónu,
5. zmenou biomasy trofických skupín makrozoobentosu.

Vodná nádrž v podhorskom toku môže vo vysokej miere ovplyvniť aj ďalšie faktory ako reakciu vody (pH), konduktivitu, koncentráciu silikátov, amoniaku, dusičnanov a fosforečnanov (Pozo et al. 1997), hlavne v dôsledku termálnej stratifikácie a procesov súvisiacimi s produkciou a respiráciou organizmov (Fraile 1994). Uvedené zmeny sa môžu tiež následne prejavíť v biogeochemických cykloch a metabolizme toku (Poff & Hart 2002). Je možné očakávať zníženie samočistiacej schopnosti vodného toku a zvýšenie trofie prostredia. Malé priehrady majú na vodné organizmy v porovnaní s dokumentovanými vplyvmi veľkých vodných nádrží však relatívne miernejší efekt, ktorý je predovšetkým výsledkom sedimentácie a regulácie prietoku (Sharma et al. 2005).

Ako bolo spomínané vyššie, v mieste vzdutia vodnej hladiny (nad haťou) očakávame zmenu charakteru biotopu vodného toku na biotop mierne tečúcich až stojatých vôd, pričom môže dôjsť k eliminácii všetkých prúdomilných (najmä reofilných a reobiontných) druhov makrozoobentosu na úkor nárastu početnosti máloštetinavcov (Oligochaeta) a lariev pakomárov (Chironomidae) (Armitage 1974, 1978). V malých nádržiach dochádza počas teplých slnečných dní v lete a na jeseň k ohrievaniu vody a poklesu rozpustnosti a koncentrácie kyslíka (Maxted et al. 2005). Sú to ďalšie faktory limitujúce prežívanie typických podhorských druhov makrozoobentosu nielen v mieste inundácie, ale aj v toku pod nádržou,

pretože táto ohriata a na kyslík chudobnejšia voda je vypúšťaná z nádrže. Ak sa voda nemá možnosť ochladiť napr. vstupom podzemnej vody alebo chladnejším prítokom, dochádza k jej ďalšiemu kontinuálnemu ohrievaniu prirodzenými procesmi (Vanotte et al. 1980). Nárast teploty pod priehradou v horskej, prípadne podhorskej rieke, či potoku vplyvom prehradenia toku s minimálnymi fluktuáciami v prietoku bude mať pravdepodobne hierarchicky najvyššie postavenie pri formovaní spoločenstva vodnej bioty.

Biodiverzita horných úsekov riek je limitovaná nízkou rozmanitosťou životného prostredia (tzv. mikrohabitatov). Vplyvom prehradenia by došlo k väčšiemu poklesu rozmanitosti habitatov kvôli prerušeniu transportu organického detritu ako hlavného zdroja energie (Ward & Stanford 1983). V listnatých lesoch tvorí organická hmota z okolitého prostredia až 99 % z celkového energetického vstupu do ekosystému, z ktorej je približne 65 % exportovanej dole prúdom (Fisher & Likens 1973). Vplyv prehradenia sa môže výrazne prejavovať nedostatkom organickej hmoty (lístie, konáre) pod nádržou, v dôsledku blokovania ich transportu z vyšších úsekov (Ward & Stanford 1983). To má pod nádržou negatívny dopad najmä na početnosť drvičov (predovšetkým kôrovcov a pošvatiek) (Camargo & Garcia De Jalon 1990). Štruktúra spoločenstva nad a pod malou priehradou sa líši v diverzite, denzite filtrátorov a drvičov a abundancii niektorých druhov bentických bezstavovcov (Principe, 2010). Efekt narušenia prietokového režimu na početnosť zberačov-zhrňáčov a drvičov pod malými priehradami slúžiacimi ako zásobárne vody zaznamenali Martinez et al. (2013). Rybak a Sadleček (2010) pri štúdiu vplyvu malých nádrží na ekosystém troch horských tokov v Poľsku zistili pokles diverzity bentických bezstavovcov a vyššiu abundanciu pijavíc čeľade Erpobdellidae v úsekoch pod prehradením. Pod nádržami navyše neboli vôbec prítomné bentické kôrovce, kým nad priehradami bola ich priemerná abundancia 510 jed./lokalitu. Narušenie pôvodných habitatov a modifikácia environmentálnych parametrov môže spôsobiť objavenie sa nových druhov napr. čeľadi Asselidae alebo ulitníkov (Gastropoda) (Maynard & Lane 2012).

V každom prípade, vybudovaním priečnej bariéry na potoku Štítnik v profile Kunova Teplica môže mať negatívny efekt na celkovú kvalitu vody a kontinuálne biologické a fyzikálno-chemické procesy prebiehajúce v tomto ekosystéme. Taktiež môže dôjsť k zhoršeniu ekologického stavu lokality Kunova Teplica a krajnom prípade aj lokality Štítnik. V profile Kunova Teplica môže tiež dôjsť k výraznej zmene štruktúry spoločenstva makrozoobentosu v súvislosti so spomalením toku. Možné je očakávať aj pokles celkovej diverzity a objavenie sa nových, v daných podmienkach nepôvodných druhov preferujúcich ekosystémy stojatých a mierne tečúcich vôd.

9.2. Vplyv prehradenia na ichtyocenózu

Najväčším negatívnym vplyvom prehradenia pri výstavbe MVE by bola vzniknutá bariéra na toku, ktorá by pri absencii funkčného rybovodu/ biokoridoru predstavovala neprekonateľnú prekážku pri migráciách a translokáciách rýb. Migrácia je v širšom zmysle chápaná ako hromadné a pravidelné sťahovanie živočíchov na rôzne vzdialenosti za určitým

cieľom - v rámci životného cyklu (rozmnožovanie), potravou, alebo i z náhodných príčin. Z hľadiska smeru migrácie v lotickom prostredí sa jedná o pohyb v troch smeroch – proti prúdu, po prúde a laterálne (ryby migrujú z hlavného koryta do bočných ramien alebo do zaplavenej riečnej nivy) (Lusk et al., 2014). Pri narušení riečneho kontinua nepriechodnou bariérou by došlo k prerušeniu migračných ťahov a k izolácii jednotlivých populácií rýb. Zmenšila by sa možnosť výmeny genetického materiálu, reprodukčná schopnosť populácie a došlo by k deformácii druhovej diverzity a populačnej hustoty. Pre väčšinu našich druhov rýb môže byť neprekonateľnou prekážkou už 30-centimetrový vodný prepad, alebo strmší riečny sklz (Druga, 2014). Pri vzniku bariéry je možné očakávať aj pokles ekologického stavu toku v profile Kunova Teplica, ktorý podľa FIS vyšiel „dobrý“ (najlepšie v rámci troch skúmaných lokalít). Znížením rýchlosti prúdu dôjde k zvýšenej sedimentácii splavenín (piesok, štrk) a plavenín (jemné anorganické a organické častice), ktoré tvoria tzv. živiny. Bahnistý sediment má pre tieto živiny nižšiu priepustnosť (cca 10 cm) oproti štrkovito-piesočnatému sedimentu (cca 40 cm, Mužík, 2011). Ak by vplyvom prehradenia došlo k zmenám v spoločenstve makrozoobentosu, ako aj k zmene prúdenia a teploty vody, je možné očakávať aj zmeny v zložení ichtyofauny v prospech eurytopných druhov a v neprospech reofilov. Usádzanie jemných sedimentov ovplyvní okrem potravinovej ponuky aj lokálny ústup litofilných druhov, neresiacich sa na tvrdý podklad (štrk, kamene).

Medzi druhy, ktoré by boli priamo ovplyvnené výstavbou MVE patria prevažne migranti, tiahnuci na neres proti prúdu do vyšších úsekov toku. Dĺžka migrácie závisí od rôznych faktorov, prevažne od ponuky vhodných habitatov pre neres a získavanie potravy. V prípade upravených tokov bývajú z dôvodu absencie takýchto habitatov migračné trasy väčšinou dlhšie.

Migračná schopnosť nami zistených druhov je špecifická pre každý druh. Vo všeobecnosti sa migrácia **mihuľe potiskej** zhoduje s migráciou iných druhov rýb, pričom spadá do obdobia od apríla do augusta, s vrcholom v júni. Migračná vzdialenosť nie je dostatočne preskúmaná, no podľa údajov príbuzných druhov sa môže neresiť priamo na stanovisku (pri vhodných podmienkach), prípadne môže podnikáť migrácie na vzdialenosť niekoľko sto metrov až kilometer. Pri prekonávaní prekážok využíva ústny disk, pričom sa opakovane snaží rýchlou plavbou prekonať silný prúd a dostať sa na vyššie položené miesto, kde sa prisaje. **Pstruh potočný** sa po väčšinu dobu roka prejavuje výrazným stanovištným a teritoriálnym chovaním, no po dosiahnutí pohlavnej dospelosti podniká v jesennom období výrazné protipúdové migrácie na neresiská. Dĺžka migrácie závisí od prítomnosti vhodných habitatov na neres ako aj od veľkosti a charakteru vodného toku. Pri migrácii je schopný prekonať prúd s rýchlosťou až $1-2 \text{ m.s}^{-1}$ a skokom priečne stupne s výškou 40-60 cm. Vyneresené sa ryby sa vracajú po prúde na svoje pôvodné stanoviská. Migrácia dole prúdom je typická aj pre jedince, ktoré migrujú z menších prítokov do väčších tokov, ako dôsledok zväčšujúcej sa telesnej veľkosti a následne zvýšenými nárokmi na väčší životný priestor. **Jalec hlavatý** je stanovištná ryba, ktorá nepodniká väčšie migrácie. V neupravených tokoch migruje na neres v rozsahu niekoľkých sto metrov, v upravených sa vzdialenosť predlžuje v závislosti od prítomnosti vhodných neresových mezohabitatov. Podobne aj **hrúz škrvnitý** je stacionárny druh, ktorý vo

vyhovujúcich podmienkach má minimálnu migračnú aktivitu. Neresí sa na piesčitom dne s pomaly prúdiacou vodou alebo na koreňky rastlín. **Ploska pásavá** rovnako nepodniká rozsiahlejšie migrácie a neresí sa v plytkých prúdoch na štrkovité dno. Medzi vysoko stacionárne druhy je možné zaradiť **slíža severného**, ktorý ani v období neresu nepodniká dlhšie migrácie. Pre redukovaný plynový mechúr nie je výkonným plavcom a zdržiava sa v úkrytoch pri dne. Presuny v priebehu roka zahŕňajúce aj reprodukčné obdobie prebiehajú prevažne v rozsahu desiatok metrov. **Ostriež zelenkavý** je podobne ako predchádzajúce druhy slabý migrant a zvykne podnikať len krátke neresové migrácie. Podobne aj vzdialenosť migrácie **mreny škvrnitej** závisí od ponuky vhodných habitatov, môže to byť vzdialenosť niekoľkých desiatok až stoviek metrov.

Tok Štítnik spadá do pstruhového pásma. V profile plánovanej MVE Kunova Teplica sme zistili mihuľu a 4 druhy rýb (tab. 3), ktorým schopnostiam musí navrhovaný biokoridor svojimi parametrami vyhovovať (v prípade variantu B). Z týchto druhov patria hlavne mihuľa potiská, pstruh potočný a mrena škvrnitá (cieľové druhy) k výraznejším migrantom, ktorí podnikajú neresové migrácie do vyššie položených úsekov toku, čo dokazuje aj ich prítomnosť v úseku nad Ochtinou. Hrúz škvrnitý, ostriež zelenkavý a slíž severný, zaznamenané v spodnom úseku (Plešivec), pravdepodobne uprednostňujú spodný, pomalší úsek a nemigrujú do vyšších častí (ich prítomnosť však nemožno vylúčiť).

Z uvedeného vyplýva, že v prípade nutnosti prehradenia toku, musí byť zvolené také technické riešenie stavby resp. rybovodu/ biokoridoru, ktoré by zabezpečilo priechodnosť bariéry a umožnilo tak migráciu všetkých druhov rýb a mihule zistených v profile Kunova Teplica (rybovod/ biokoridor spĺňajúci podmienky pre tieto tri druhy, by mal vyhovovať aj ostatným druhom rýb). Aj pri vybudovaní funkčného rybovodu ho pravdepodobne bude schopná využiť len časť rýb, ktoré nájdu jeho ústie do pôvodného koryta toku. Z tohto dôvodu je v prvom rade potrebné zamerať sa na celokorytový rybovod.

Návrh a realizácia rybovodu/ biokoridoru (v prípade variantu B) musí byť v súlade s metodickým usmernením: „Spriechodňovanie bariér na tokoch“ – metodická príručka pre posudzovanie, navrhovanie a monitorovanie rybovodu, vydanou Štátnou ochranou prírody SR (Druha, 2014). Súčasťou tímu pri príprave projektovej dokumentácie by mala byť osoba z oblasti ichtyológie, ktorá by sa podieľala na návrhu technických riešení rybovodu/ biokoridoru tak, aby výsledné riešenie zodpovedalo požiadavkam ichtyofauny daného toku. Predbežne bol objednávateľom v danej veci oslovený zhotoviteľ predloženého posúdenia, ktorý súhlasil so spolupodielom pri príprave projektovej dokumentácie.

9.3. Návrh rámcových parametrov pre rybovod/ biokoridor

Keďže v čase písania tejto správy neboli ešte známe typ ani technické parametre plánovanej MVE Kunova Teplica, v nasledujúcich riadkoch uvádzame len všeobecné parametre, na ktoré je potrebné pri príprave projektovej dokumentácie prihliadať.

Nároky na parametre rybovodu/ biokoridoru sa líšia v závislosti od cieľových druhov. Mal by bezpečne umožniť prekonať rybám a ostatným vodným živočíchom nielen protiprúdovú ale aj poprúdovú migráciu. Ak by prevýšenie vzniknutej bariéry bolo do výšky 2 m, najvhodnejším variantom je vybudovanie **celokorytového priechodu, prípadne rybej rampy priamo cez teleso prehradenia** a to napríklad prostredníctvom kamenného sklzu, sériei kaskád a pod. V prípade nutnosti vybudovať biokoridor (platí aj pre rybovod) mimo koryto toku, je nutné vykonať niekoľko opatrení, aby ho ryby vedeli nájsť a dokázali použiť. Jedným z nich je zaústenie biokoridoru do toku, ktoré nesmie byť skokovité a malo by byť pod uhlom 90° k brehovej línii. To zabezpečí dostatočne široký a pre ryby detekovateľný prúd, ktorý bude mať väčší dosah do profilu riečného koryta. Prúdenie vody je rozhodujúcim činiteľom funkčnosti a priechodnosti biokoridoru. Rýchlosť prúdu v zaústení by mala byť aspoň $0,5 - 0,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, pričom by mala byť diverzifikovaná aj vo vertikálnom profile. To je možné doceliť pomocou štruktúrovaného dna. Prúdenie vody by malo byť lineárne a výrazné, aby nezaniklo v silnejšom prúdení vody smerom od bariéry. Je nutné, aby biokoridor ústil do toku v mieste, kde sa už neprejavuje vplyv turbulentného prúdenia od telesa prehradenia. Rovnako je potrebné vylúčiť, prípadne výrazne minimalizovať turbulentné prúdenie (ktoré ryby dezorientuje) aj v samotnom zaústení biokoridoru. V pôvodnom koryte je možné vybudovať aj navádzacie rameno, napr. zo sypaného lomového kameňa, pozdĺž ktorého by boli ryby do biokoridoru navádzané. Ideálne je, ak má biokoridor charakter obtokového prírodného koryta, pričom jeho dĺžka by nemala byť menšia ako 50 m. Jeho konečnú dĺžku a šírku však bude potrebné odvodiť od prekonávaného prevýšenia, prietoku a spádu tak, aby boli dodržané všetky potrebné parametre priechodnosti. Koryto biokoridoru by malo byť členité a meandrovité. V prípade, že to okolitý terén neumožňuje, je potrebné meandre nahradiť prekážkami v koryte biokoridoru. Hĺbka vody a šírka priechodových otvorov (rybovod), ako aj objem bazénov sú určované podľa veľkosti najväčších druhov rýb (v profile Kunova Teplica pre ryby do veľkosti 35 cm). V biokoridore by sa mali striedať miesta s rýchlejšim prúdením a čerením vody s tŕňami a tíšinami, ktoré by rybám slúžili na odpočinok. Hĺbka vody by na žiadnom mieste nemala poklesnúť pod 0,15 m. Aby nedošlo k druhovej selekcii, maximálna rýchlosť prúdu v biokoridore musí byť prispôsobená najmenej výkonnostne zdatným cieľovým druhom. Rýchlosť prúdenia s hĺbkou menšou ako 0,4 m by mala dosahovať do $0,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, súčasne by však maximálna rýchlosť nemala prekročiť $0,9 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (s prihliadnutím na mihuľu potiskú, tab. 7). Pomocou prirodzených prekážok (veľké balvany z lomového kameňa a pod., nie prefabrikáty) je potrebné v biokoridore vytvoriť rôznorodé prostredie, ktoré bude vyhovovať všetkým migrujúcim organizmom. Hĺbka vody v bazénikoch biokoridoru by mala byť 0,4 – 0,5 m, avšak mala by byť diverzifikovaná v celom biokoridore, čo je možné dosiahnuť členitosťou dna. Dno biokoridoru by malo byť štrkovité. Veľkosť a prietok vody v rybovode/ biokoridore závisí od veľkosti toku, resp. šírky koryta a prietoku (vrátane objemu odoberaného pre MVE). Podľa Luska a kol. 2011 by mal podiel vody pre rybovod tvoriť 50 % z prietoku, čo pri veľkosti toku s prietokom $0,2 - 0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ Q_{355d} je $0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Prietok v profile Kunova Teplica je podľa údajov SHMÚ $0,308 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ Q_{355d} (Tab. 8), preto odporúčame v rybovode dodržať celoročný prietok minimálne $0,15 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (ideálnejšie viac). Prekonávanie spádu na krátkom úseku môže byť

riešené prahmi, ktoré by nemali mať sklon väčší ako 20 %. Vhodné je ich vytvoriť z oblých balvanov tak, aby za exponovanými miestami bol hlbší odpočinkový priestor pre migrujúce ryby. Výstup biokoridoru na hornú hladinu by mal byť pod uhlom 45° k ose toku, v dostatočnej vzdialenosti od telesa hrádze, aby neboli ryby prúdom vody strhávané a splavované späť pod bariéru. Výstup nesmie byť obmedzovaný prekážkami, turbulentným prúdením a vysokou rýchlosťou prúdu (optimum menej ako 0,4 m.s⁻¹). Hromadeniu splavenín (kmene stromov a pod.) v biokoridore by mali zamedziť zábrany rôzneho typu, ktoré ale nesmú zhoršovať prúdové pomery na výstupe a tvoriť pre rybu prekážku. Brehy biokoridoru by mali mať sklon od 15 do 45° (kolmé brehy sú nevhodné) a môžu byť spevnené prírodnými materiálmi - lomovým kameňom a pod. (nie prefabrikátmi). Na brehoch by mala byť vysadená krovinatá vegetácia, zodpovedajúca miestnym fytoecologickým pomerom (napr. vrbá), pričom by sa mali striedať zatienené a nezatienené úseky.

Každá realizácia návrhu MVE a biokoridoru/ rybovodu je jedinečná a preto si vyžaduje osobitý prístup a špecifické riešenia. Z tohto dôvodu môžu byť podrobnejšie technické návrhy, špecifikácie a požiadavky navrhnuté až keď bude známa potrebná dokumentácia s technickými údajmi. Až vtedy bude možné navrhnúť konkrétne rámcové parametre pre konkrétne technické riešenie stavby.

Tabuľka 7. Porovnanie maximálnych rýchlostí prúdu pre zaznamenané druhy mihúľ a rýb (podľa Druga, 2014).

max. rýchlosť (m.s ⁻¹)	druh	spresnená rýchlosť (m.s ⁻¹)
nad 2	pstruh potočný 30 cm	3,1 - 4,4
1,5-2,5	pstruh potočný 15 cm	1,65
	jalec hlavatý	1,5 - 2,7
	mrena škvrnitá	
1,2-1,5	ostriež zelenkavý	1,2 - 1,65
	ploska pásavá	
pod 1,2	hrúz škvrnitý	0,8 - 1,2
	mihuľa potiská	0,9 - 1,0
	slíž severný	

Tabuľka 8. Tabuľka ročných a denných prietokov na toku Štítnik (SHMÚ, 2016).

Tok	: Štítnik						
Profil	: r. km 8.0 (Kunova Teplica)						
Hydrologické č. povodia	: 4-31-01-073						
Plocha povodia	: 162.83 km ²						
Dlhodobý priemerný prietok	: 1.345 m ³ .s ⁻¹						
N-ročné max. prietoky (Q _{max.N}) v m ³ .s ⁻¹							
N	1	2	5	10	20	50	100
Q _{max.N}	13.5	20	28.5	36	42.5	51	57
M-denné prietoky (Q _{Md}) v m ³ .s ⁻¹							
M	30	90	180	270	330	355	364
Q _{Md}	3.029	1.536	0.826	0.552	0.402	0.308	0.174

V Bratislave, 30. 1. 2017

Mgr. Daniel Gruľa, PhD.

10. Použité zdroje údajov

ADAMEC, M. ANDREJI, J., DERKA, T., DOBIAŠ, T., DRUGA, V., GANSE, G., CHLÁDECKÝ, B., LEŠOVÁ, A., KOVÁČ, V., KRAJČ, T., MÁCHOVÁ, J., MÉSZÁROS, J., RANDÁK, T., RYBÁR, M., SAXA, A., SOKÁČ, M., SVOBODOVÁ, Z., ŠUBJAK, J., TOPERCER, J., VANKÚŠOVÁ, M. & VOZÁR, I. 2016. Aktuálne problémy a škody v rybárstve. Slovenský rybársky zväz. Žilina: Publishing house. 175 pp.

AFNOR 2004. Essai des eaux: Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). NF T90–350. AFNOR, Association Française de Normalisation. 11, avenue Francis de Pressensé. F-93571 St Denis la Plaine Cedex, France, Mars 2004, 16 pp.

AQEM Consortium, 2002. Manual for the Application of the AQEM System. 2002. A Comprehensive Method to assess European Streams using Benthic Macroinvertebrates, developed for the Purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0. February 2002.

ARMITAGE, P. D. 1974. A survey of stream invertebrates in the Cow Green basin (Upper Teesdale) before inundation. *Freshwater Biol.*, 4: 369–398.

ARMITAGE, P. D. 1978. Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in the Tees below Cow Green reservoir and in an unregulated tributary Maize Beck, in the first five years after impoundment. *Hydrobiologia*, 58: 145–156.

BALON, E. K., 1981. Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Env. Biol. Fish.* 6: 377–389.

BARBOUR, M. T., STRIBLING, J. B. & KARR, J. R. 1995. The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. IN DAVIS, W.S., SIMON, T.P. 1995. *Biological Assessment and Criteria. Tools for Water Resources Planning and Decision Making.* 63–77.

BARTÍK, I., BALÁŽI, P., HAMERLÍK, L., HLÚBIKOVÁ, D., KUČÁROVÁ, K., MAGULOVÁ, R., MAKOVINSKÁ, J., MELOVÁ K., MIŠÍKOVÁ-ELEXOVÁ, E., MUŽÍK, V., PASTUCHOVÁ, Z., ŠPORKA, F., TÓTHOVÁ, L. & VALÚCHOVÁ, M. 2008. Hodnotenie ekologického stavu vodných tokov v Slovenskej republike – Časť 1: Princípy hodnotenia. *Vodohospodársky spravodajca* č. 5-6, s. 8-11

BLACK, P. E. 1981. *Environmental impact analysis.* Praeger Publishers, New York, USA, 146 pp.

BULÁNKOVÁ, E. & STLOUKALOVÁ, V. 2012 *Hodnotenie tečúcich vôd.* Bratislava: Univerzita Komenského v Bratislave.

CAMARGO, J. A. & DE JALON, D. G. 1990. The downstream impacts of the Burgomillodo reservoir, Spain. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5(4), 305–317.

COOK, S. E. 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution* (1970), 11(4), 269–288.

DOBIÁŠOVÁ, M., et al. 2006. Hodnotenie typológie útvarov povrchových vôd v SR. *Predbežná správa.* SHMÚ, Bratislava

DRUGA, V. 2014. *Spriechodňovanie bariér na tokoch. Metodická príručka pre posudzovanie, navrhovanie a monitorovanie rybovodov.* ŠOP SR, 74 pp.

FISHER, S. C. & LIKENS, G. E. 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.* 43: 421–439.

FRAILE, H. 1994. *Limnología compmda del sistema de embalses del rio Tera*, Tesis Doctoral. Universidad del Pak Vasco, Bilbao. 231 pp.

FRIBERG, N., DYBKJAER, J. B., OLAFSSON, J. S., GISLASON, G. M., LARSEN, S. E., & LAURIDSEN,

T. L. 2009. Relationships between structure and function in streams contrasting in temperature. *Freshwater Biology*, 54(10), 2051-2068.

HANEL, L., ANDRESKA, J., DROZD, B., HARTVICH, P., LUSK, S. 2015. Biologie a ochrana minulí, Fakulta rybářství a ochrany vod. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Vodňany, 551 pp.

HENSEL, K., MUŽÍK, V. 2001. Červený (Ekosozologický) zoznam mihúl (Petromyzontes) a ryb (Osteichthyes) Slovenska. In: Baláž, D., Marhold, K., Urban, P. (Eds.): Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska, Ochrana Prírody, 20: 143-145.

JEDLIČKA L. & STLOUKALOVÁ V. 2001. Červený (ekosozologický) zoznam dvojkrídlovcov (Diptera) Slovenska. In: Baláž D., Marhold K., Urban P. (eds.) Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska. Ochrana prírody 20 (Suppl.): 139-142.

KOŠČO, J., KOŠUTH, P., 1996a: Ichtyofauna potoków zasilajacych zbiornik zaporowy Starina. *Roczniki Bieszczadzkie* 1995(4): 143-154.

KOŠČO, J., KOŠUTH, P., ONDREJ, I., 2000: Ichthyofauna of the Slaná River Basin in the Rožňava District. *Folia Faunistica Slovaca* 5: 157-170.

KOVÁČ, V. 2011. Národná metóda stanovenia ekologického stavu vôd podľa rýb – Slovenský ichtyologický index, aktualizovaná verzia, AQ-Bios, Bratislava, 41 s.

KOVÁČ, V. 2014. Metodika monitoringu druhu, NATURA 2000: Fishes, *Lampetra planeri* (dostupné na <http://www.daphne.sk/monitoring/metodiky/metodiky.htm>, 10. 6. 2016).

KRNO, I. 2007. Impact of human activities on stonefly (Insecta, Plecoptera) ecological metrics in the Hron River (Slovakia). *Biologia*, 62(4), 446-457.

KUBEČKA J., MATĚNA J. & HARTVICH P. 1997. Adverse ecological effects of small hydropower stations in the Czech republic: 1. Bypass plants. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 13: 101-113.

LELLÁK, J. & KUBÍČEK, F. 1991. Hydrobiologie, Univerzita Karlova, vydavatelstvo Karolinum, Praha, 256 pp.

LENAT, D. R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 222-233.

LUSK, S., HARTVICH, P., LOJKÁSEK B. 2011. Migrace ryb a migrační prostupnost vodních toků. Fakulta rybářství a ochrany vod. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Vodňany, 254 pp.

MAKOVINSKÁ, J., MIŠÍKOVA-ELEXOVÁ, E., BALÁŽI, P., FIDLEROVÁ, D., LEŠŤÁKOVÁ, M., ŠČERBÁKOVÁ, S., PLACHÁ, M., HORVÁTHOVÁ, G. & KOVÁČ, V. 2013. Biologická validácia typológie. Záverečná správa, Bratislava: VÚVH, 33 pp.

MAKOVINSKÁ, J., MIŠÍKOVA-ELEXOVÁ, E., RAJCYOVÁ, E., BALÁŽI, P., PLACHÁ, M., KOVÁČ, V., FIDLEROVÁ, D., ŠČERBÁKOVÁ, S., LEŠŤÁKOVÁ, M., OČADLÍK, M., VELICKÁ, Z., HORVÁTHOVÁ, G. & VELEGOVÁ, V. 2015. Metodika monitorovania a hodnotenia vodných útvarov povrchových vôd Slovenska. Bratislava: Výskumný ústav vodného hospodárstva.

MARTINEZ, A., LARRANAGA, A., BASAGUREN, A., PÉREZ, J., MENDOZA-LERA, C. & POZO, J. 2013. Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: from structural changes to functional implications. *Hydrobiologia*, 711(1): 31-42.

MATĚNA, J. & KUBEČKA, J. 1997. Vliv malých vodních elektráren na makrozoobentos toků. *Bulletin VURH Vodňany* 1/2: 71-82.

- MAYNARD, C. M. & LANE, S. N. 2012. Reservoir compensation releases: Impact on the macroinvertebrate community of the Derwent River, Northumberland, UK—A longitudinal study. *River Research and Applications*, 28(6), 692-702.
- MAXTED, J. R., MCCREADY, C. H., & SCARSBROOK, M. R. 2005. Effects of small ponds on stream water quality and macroinvertebrate communities. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 39(5), 1069-1084.
- MOOG, O. (ed.) 1996. Fauna Aquatica Austriaca. Lieferung Mai/95. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Fortwirtschaft, Wien.
- MVE koncepcia HEP Online, Dostupné na: <http://www.hron-oz.sk/?mve-koncepcia-hep>
- Nariadenie vlády č. 269/2010 Z. z. Nariadenie vlády Slovenskej republiky, ktorým sa ustanovujú požiadavky na dosiahnutie dobrého stavu vôd
- PRATT, J. M. & COLER, R. A. 1976. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, 10(11), 1019-1025.
- POFF N. L. & HART D. D. 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *BioScience* 52: 659-738.
- POZO, J., ORIVE, E., FRAILE, H. & BASAGUREN, A. 1997. Effects of the Cernadilla-Valparaiso reservoir system on the River Tera. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 13: 57-73.
- PRINCIPE, R. E. 2010. Ecological effects of small dams on benthic macroinvertebrate communities of mountain streams (Córdoba, Argentina). *Ann. Limnol. Int. J. Lim.*, 46: 77-91.
- ROSENBERG D. M. & RESH V. H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York. 488 pp.
- RYBAK, J. & SADŁEK, W. 2010. Ecological impact of a dam on benthic macroinvertebrates in montane rivers of lower Silesia. *Environment Protection Engineering*, 36(2): 143-151
- SHARMA, C. M., SHARMA, S., BORGSTROM, R. & BRYCESON, I. 2005. Impact of small dam on macroinvertebrates: a case study in the Tinau River, Nepal. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 8: 267-275.
- SHMÚ. 2011. Výsledky hodnotenia kvality povrchovej vody podľa Prílohy č.1 k NV č.269/2010 Z.z. v monitorovaných miestach v roku 2011, Povodie Slanej. Dostupné na: <http://www.shmu.sk/sk/?page=1909>
- SHMÚ. 2012. Výsledky hodnotenia kvality povrchovej vody podľa Prílohy č.1 k NV č.269/2010 Z.z. v monitorovaných miestach v roku 2012, Povodie Slanej. Dostupné na: <http://www.shmu.sk/sk/?page=2039>
- SCHMEDITJE, U. 1995. Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. Beziehungen zwischen der sohinahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fließgewässern. - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 25: 1-156.
- Smernica 2000/60/ES Európskeho parlamentu a Rady z 23. októbra 2000, ktorou sa stanovuje rámec pôsobnosti pre opatrenia spoločenstva v oblasti vodného hospodárstva. [online]. Výskumný ústav vodného hospodárstva. [cit. 2011-01-19] Dostupné na internete : http://www.vuvh.sk/rsv2/download/02_Dokumenty/01_Dokumenty_Legislativa_EU_suvisiaca_s_RSV/2000_60_ES_SK_RSV.pdf.
- STANFORD, J. A. & WARD, J. V. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 17: 303-310.
- SVITOK, M. & NOVIKMEC, M. 2014. Vplyv malej vodnej elektrárne na ekosystém podhorského toku. Zvolen: Technická Univerzita vo Zvolene, 97 pp.

- ŠPORKA, F., MAKOVINSKÁ, J., HLÚBIKOVÁ, D., TÓTHOVÁ, L., MUJÍK, V., MAGULOVÁ, R., KUČÁROVÁ, K., PEKÁROVÁ, P. & MRAFKOVÁ, L. 2007. Metodika pre odvodenie podmienok a klasifikačných schém pre hodnotenie ekologického stavu vôd. VUVH Bratislava, SHMÚ Bratislava, ÚZ SAV Bratislava, SAŤP Banská Bystrica,
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130–137.
- Vyhláška č. 24/2003 Z. z. Vyhláška Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T. D., Bartell, S. H. (eds). *Dynamics of lotic ecosystems*. Scientific publishers, Ann Arbor, 29-42.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 10: 159-168.
- Zákon č. 24/2006 Z. z. Zákon o posudzovaní vplyvov na životné prostredie a o zmene a doplnení niektorých zákonov
- ZAMORA-MUNOZ, C. & ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 332-352.
- ZWICK, P. 1992. Stream habitat fragmentation – threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 1(2): 80-97.

11. Prílohy

Fotodokumentácia



Obrázok 5. Štítnik – odberný úsek nad Plešivcom (15. 9. 2016)



Obrázok 6. Štítnik – odberný úsek nad Plešivcom (15. 9. 2016)



Obrázok 7. Štítnik – odberný úsek nad Kunovou teplecou (16. 9. 2016)



Obrázok 8. Štítnik – odberný úsek nad Kunovou teplecou (16. 9. 2016)



Obrázok 9. Štítnik – odberný úsek nad Ochtinou (16. 9. 2016)



Obrázok 10. Štítnik – odberný úsek nad Ochtinou (16. 9. 2016)



Obrázok 11. Naakumulovaný komunálny odpad na lokalite Ochtiná.



Obrázok 12. Meranie a váženie vzoriek.



Obrázok 13. Časť vzorky z odberného úseku nad Plešivcom.



Obrázok 14. Mihuľa potiská *Eudontomyzom danfordi*.



Obrázok 15. Mihuľa potiská (*Eudontomyzon danfordi*)



Obrázok 16. Pstruh potočný (*Salmo trutta m. fario*)



Obrázok 17. Jalec hlavatý (*Squalius cephalus*)



Obrázok 18. Mrena škvrnitá (*Barbus petenyi*)



Obrázok 19. Ploska pásavá (*Alburnoides bipunctatus*)



Obrázok 20. Slíž mramorovaný (*Barbatula barbatula*)



Obrázok 21. Hrúz škvrnitý (*Gobio gobio*)



Obrázok 22. Ostriež zelenkavý (*Perca fluviatilis*)



Obrázok 23. Rak riečny (*Astacus astacus*)



Obrázok 24. Pošvatka druhu *Perla abdominalis*