Projekt LIFE12 NAT/SK/000488 Integrovaný manažment riečnych ekosystémov na južnom Slovensku

Predbežná správa z monitoringu

Zostavil: Mgr. Daniel Gruľa, PhD., ARAR s.r.o.

1. Hydrobiologický monitoring revitalizačných opatrení NPR Parížskych močiarov a CHVÚ Žitavského luhu

Vypracoval: Mgr. Igor Kokavec

Ciele monitoringu

- zistiť diverzitu spoločenstiev makrozoobentosu v rôznych biotopoch chráneného územia,
- zistiť potencionálny vplyv kosenia trstiny (*Phragmites australis*) na tieto spoločenstvá (NPR Parížske močiare)
- zistiť potencionálny vplyv zaplavovania CHVÚ Žitavský luh na tieto spoločenstvá makrozoobentosu
- posúdiť vplyv doterajších opatrení a zvážiť prípadné opatrenia pre zlepšenie ekologického stavu predmetných území.

Výber lokalít

Pre monitoring boli v záujmových územiach vybraté tri lokality, ktoré pokrývajú všetky prítomné mikrohabitaty a na ktorých bude možné sledovať potencionálny vplyv manažmentu prostredia a budúcich zmien.

CHVÚ Žitavský luh

L1 – lokalita v koryte Starej Žitavy sa nachádza nad meandrami Žitavského luhu, v mierne prúdiacej vode s bahnito-piesčitým sedimentom na dne, ktoré je porastené submerznou vegetáciou s množstvom hrubého organického materiálu alochtónneho pôvodu. Na brehu sú porasty stromov zatieňujúce lokalitu. Šírka toku je 6-7 m.

L2 – lokalita nachádzajúca sa v rozšírenej časti koryta nad výpustom (zdrž) predstavuje lentický ekosystém. Pobrežné časti sú husto porastené močiarnou vegetáciou na pravom brehu, ľavý breh je krytý lužným lesom. Dno je bahnito-piesčité.

L3 – lokalita pod výpustom zo zdrže je charakteristická rýchlo prúdiacou vodou, ktorá prechádza do pomaly prúdiaceho nížinného potoka s u hĺbkou 40-50 cm. Šírka toku je 2 – 3 metre, brehy sú husto zarastené a celý tok je zatienený. Dno je na začiatku tvorené mezolitálom, ktoré postupne prechádza do mikrolitálu až psamálu.

L1

L2

L3

NPR Parížske močiare

L1 – lokalita vybratá pre monitorovanie vplyvu kosenia močiarnych porastov na makrozoobentos, nachádza sa v priereze hustého porastu trstiny.

L2 – lokalita v rozšírenej lentickej časti rieky Paríž. Brehy sú na ľavej aj pravej strane porastené močiarnou vegetáciou, v mieste výpustu sú trávnaté brehy. Šírka toku 15-17 m.

L3 – lokalita v lotickej časti, ramene s rýchlejšie prúdiacou vodou, ktorá tečie cez porasty stromov. Dno je tvorené okruhliakmi, v hornej časti mikrolitálom a pieskom.

L1

L2

L3

Metódy výskumu

V Žitavskom luhu aj Parížskom močiari budú vodné bezstavovce odoberané 2x ročne na jar a v jeseni. Materiál bude odoberaný hydrobiologickou sieťkou tzv. kopacou technikou. Použité bude multihabitatové vzorkovanie, materiál bude odoberaný z úsekov s rozličným charakterom dna a rozličnou rýchlosťou prúdu tak, aby bolo zachytené podľa možnosti kompletné spektrum druhov makrozoobentosu obývajúcich skúmané lokality. Odobraný materiál bude na lokalite fixovaný 4% formalínom. V laboratóriu budú vzorky premyté a vytriedené. Vodné bezstavovce budú určené do čo najnižšej taxonomickej úrovne. V programe Asterix bude vyhodnotená ekologická integrita lokalít na základe ASPT a BMWP indexov (Armitage et al., 1983) a druhové vlastnosti zaznamenaných taxónov. Pozornosť bude venovaná najmä vzťahu k prúdeniu, typu substrátu a chemizmu vody, čo sú hlavné parametre, ktoré by sa mali byť po revitalizačných zásahoch ovplyvnené.

Manažment mokradí – kosenie trstiny *Phragmites australis* a vplyv na makrozoobentos

Tento druh trstiny tvorí na území Parížskych močiarov rozsiahly súvislý vegetačný pokryv patriaci medzi najrozľahlejší na Slovensku. Hustý, nepreniknuteľný porast spôsobuje viacero problémov. Porast sa neustále rozrastá a dochádza k zazemňovaniu územia, čo je zapríčinené aj reguláciou potoka Paríž, zmenou vodného režimu a hospodárenia v území.

Ekologická hodnota trstiny je tak kvôli svojim vlastnostiam (veľkosť, vysoký reprodukčný potenciál a rýchly rast) v ponímaní ochranárov otázna a častokrát sa rieši otázka jej potenciálneho vplyvu na zlepšovanie ekologického stavu území (Bibby & Lunn 1982). V niektorých prípadoch je považovaná za problematickú, pretože vytvára monokultúry redukujúce celkovú rastlinnú diverzitu vytláčaním iných močiarnych druhov (Marks et al. 1994). Vysoký invázny potenciál trstiny sa tak rieši tromi rozličnými opatreniami manažmentu porastov: vyhubením, kontrolou alebo ich zachovaním (Stout 1997; Brix 1987). Kontrola porastov býva uskutočňovaná biologicky (introdukciou fytofágnych druhov hmyzu, Tscharntke 1989), hydrologicky (zaplavením územia, Hellings & Gallagher 1992), chemicky (herbicídmi, Cross & Fleming 1989) a mechanicky (kosením, pálením, Cowie et al. 1992).

Pri mechanickej regulácii porastov je však dôležité jej načasovanie. Pre komerčné a ochranárske dôvody je väčšinou kosená v zimnom období (Hawke & José 1996). Úplné odstránenie suchej trstiny spôsobuje problémy vtákom pri stavbe hniezd (Poulin & Lefebvre 2002) a zimujúcim článkonožcom (Ditlhogo et al. 1992). Preto by v blízkosti kosených častí mali zostať aj nekosené územia, odkiaľ je možná následná rekolonizácia organizmov (Schmidt et al. 2005).

O spoločenstvách makrozoobentosu mokradí a ich dynamike sa doposiaľ vie veľmi málo (Murkin & Kadlec 1986; Neckles et al. 1990). Medzi koseným a nekoseným úsekom boli zistené signifikantné zmeny v zložení spoločenstva článkonožcov. V nekosených častiach chýbali druhy hmyzu (najmä chrobáky (Coleoptera)), ktoré patrili k hlavným komponentom potravy vodných vtákov (Schmidt et al. 2005). Expanzia trstiny má neutrálny až pozitívny vplyv na makrozoobentos len z časti, pretože jej vplyv na abundanciu druhov je značne taxonomicky špecifický (Talley & Levin 2001). Na druhej strane existujú prípady, kedy neboli zistené významné rozdiely v zložení a početnosti makrozoobentosu pri porovnaní lokalít s rôznou plochou a inváznou históriou (Holomuzki & Klarer 2010). Salinita a trofické parametre (nutrienty, chlorofyl-a, celkové množstvo uhlíka) sú faktory najviac ovplyvňujúce spoločenstvá obývajúce trstinové porasty. Inými slovami, so stúpajúcou vodivosťou sú

priamo spojené zmeny štruktúry spoločenstva súvisiace s druhovo-špecifickou toleranciou (Cañedo-Argüelles & Rieradevall 2009). Viacero prác poukazuje na skupinu pakomárov (Chironomiidae), ktoré dokážu reflektovať zmenu salinity a hydrológie (Sahuquillo et al. 2008), ako aj prirodzený ročný cyklus trstinových porastov (Cañedo-Argüelles & Rieradevall 2011). Monitoring tak poskytuje priestor nielen pre posúdenie zmien v diverzite bentických bezstavovcov zatiaľ neskúmaných biotopov Parížskych močiarov, ale môže priniesť aj nové poznatky.

Manažment mokradí – zmena hydrologického režimu (zaplavovanie) a vplyv na makrozoobentos

Na vysvetlenie dôležitosti záplav v interakcii prostredí rieka-riečna niva existuje teoretický rámec s názvom Koncept záplavového pulzu (KZP) (Junk et al. 1989). Podľa KZP je riečna inundácia integrovanou súčasťou riečneho systému, ktorý je dynamickým ekotónom medzi vodným a terestrickým prostredím a prepája rieku so vzdialenejšími lentickými vodnými plochami a mokraďami. Pravidelnosť a dlhšie trvanie zaplavenia inundácie v nížinných tokoch umožňuje vodným organizmom aktívne využívať toto prostredie pri vysokom vodnom stave (Welcomme 1979; Goulding 1980). Pri nízkom stave to isté územie využívajú terestrické organizmy. Junk et al. (1989) preto záplavové územie nazýva „akvaticko – terestrická prechodová zóna (ATTZ)“, kde dochádza k pohybu litorálnej zóny. Pohybujúci sa litorál zabezpečuje rýchlu recykláciu organickej hmoty a živín, čo sa prejaví vo vysokej produkcii. Kolonizáciu záplavovej zóny veľkých riek sú schopné organizmy využívať vďaka anatomickým, morfologickým, fyziologickým a behaviorálnym adaptáciám (Welcomme 1985).

Stále fakticky neexistuje jasný vzťah medzi zlepšením ekologického stavu mokradí a pulzovaním povodní (Brookes et al. 1996) a ako najefektívnejšie sa javia zásahy do inžinierskych konštrukcií, ktoré v prvom rade zapríčiňujú vysúšanie mokradí – odstránenie priehrad, polderov, hrádzí, pobrežných regulácií, navrátenie korytu meandrujúci charakter a zabezpečenie dostatku alochtónneho organického materiálu (Middleton 2000).

Úspešná revitalizácia močiarov a zvolenie vhodného záplavového režimu závisí na lepšom porozumení životných histórií prítomných rastlín a živočíchov (Middleton 2002). Pakomáre sú najpočetnejšou skupinou všetkých typov mokradí. Na základe rozdielneho manažmentu

bolo zistené, že početnosť a diverzita populácií spoločenstiev hmyzu bola nižšia v permanentne zaplavovanom území ako pri miestach s nižšou frekvenciou záplav. Dynamika týchto spoločenstiev je však spojená s priamymi a nepriamymi vplyvmi nielen hydrológie, ale aj diverzity vegetácie (Galat et al. 1998). Všeobecne, hlbšie depresie s permanentnou hladinou vody, ktoré sú zaplavované v kratších periódach počas roka vykazujú nízku diverzitu makrozoobentosu (Wiggins et al. 1980). Vyššia diverzita sezónne zaplavovaných mokradí závisí od viacerých faktorov, z ktorých najviac citovaný medzi vedcami je práve zaplavenie významného zdroja potravy – odumretej vegetácie (Wylie & Jones, 1986).

Bolo dokázané, že sezónne zaplavenie znižuje celkovú hustotu makrozoobentosu a negatívne ovplyvňuje planktonické druhy (Ostracoda, Cladocera) a larvy komárov (Culicidae) napriek dostatku detritu a nízkej početnosti predátorov. Taxóny, ktoré neboli ovplyvnené boli čeľade Dytiscidae, Corixidae, Chironomidae, Ceratopogonidae a Ephydridae (Neckles et al. 1990).

Skúmanie vplyvov záplav na bentické bezstavovce v mokraďových biotopoch je stále zaujímavou témou, kde chýbajú niektoré poznatky najmä o životných stratégiách mokraďových druhov bentických bezstavovcov. Posúdenie vplyvu záplav na území Žitavského luhu umožní zdokumentovať odpovede spoločenstva bentických bezstavovcov na toto opatrenie.

Priebežné výsledky

V roku 2015 bola na predmetných územiach vykonaná obhliadka, za účelom výberu vhodných odberných lokalít. Prvý terénny odber vzoriek bol uskutočnený v druhej polovici marca 2016. Nakoľko je odobratý materiál ešte v štádiu spracovania a determinovania, nie je možné vyhodnotiť ekologický stav skúmaných území a lokalít v čase písania tejto správy. Predpokladaný čas vyhodnotenia marcových zberov je koniec augusta 2016.

Použitá literatúra

Bibby, C. J., and J. Lunn. 1982. Conservation of reed beds and their avi fauna in England and Wales. Biological Conservation 23:167–186.

Brix, H. 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants – the root-zone method. Water Science Technology 19:107–118.

Brookes, A., J. Baker, and C. Redmond. 1996. Floodplain restoration and riparian zone management. In River Channel Restoration: Guiding Principles for Sustainable Projects, ed. by A. Brookes and F. D. Shields Jr., pp. 201–229. John Wiley & Sons, Chichester, U.K.

Cañedo-Argüelles, M., Rieradevall, M. 2009. Quantification of environment-driven changes in epiphytic macroinvertebrate communities associated to Phragmites australis. J. Limnol. 68, 229–241.

Cañedo-Argüelles, M., Rieradevall, M. 2011. Early succession of the macroinvertebrate community in a shallow lake: Response to changes in the habitat condition, Limnologica 41: 363– 370.

Cowie, N. R., W. J. Sutherland, M. K. M. Ditlhogo, and R. James. 1992. The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. Journal of Applied Ecology 29:277–284.

Cross, D. H., and K. L. Fleming. 1989. Control of Phragmites or common reed. Leaflet 13.4.12. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Galat, D. L., Fredrickson, L. H., Humburg, D. D., Bataille, K. J., Bodie, J. R., Dohrenwend, J., ... & Jones, J. R. 1998. Flooding to restore connectivity of regulated, large-river wetlands natural and controlled flooding as complementary processes along the lower Missouri River. BioScience, 48(9), 721-733.

Goulding, M. 1980. The fishes and the forest: exploritations in Amazonia natural history. California Univ. Press, Berkeley, 280 pp.

Hawke, C.J., José, P.V., 1996. Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interest. Royal Society for the Protection of Birds, Sandy.

Hellings, B. L., and J. L. Gallagher. 1992. The effects of salinity and flooding on Phragmites australis. Journal of Applied Ecology 29:41–49.

Holomuzki, J. R., Klarer, D. M. 2010. Invasive reed effects on benthic community structure in Lake Erie coastal marshes. Wetlands Ecol Manage, 18:219–231.

Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, Can. Spec. Pub/. Fish. Aquat. Sci., 106: 110-127.

Middleton, B. A. 2000. Hydrochory, seed banks, and regeneration dynamics along the landscape boundaries of a forested wetland. Plant Ecology 146: 169–184.

Middleton, B. A. (ed.) 2002. Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the Natural Hydrological Balance, John Wiley & Sons, NY

Neckles, H. A., Murkin, H. R., Cooper, J. A. 1990. Influences of seasonal flooding on macroinvertebrate abundance in wetland habitats. Freshwater Biology 23:311-322

Sahuquillo, M., Miracle, M. R., Rieradevall, M., Kornijów, R. 2008. Macroinvertebrate assemblages on reed beds, with special attention to Chironomidae (Diptera), in Mediterranean shallow lakes. Limnetica, 27 (2): 239-250.

Schmidt, M H., Lefebvre, G., Pouin, B., Tscharntke, T. 2005. Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. Biological Conservation 121: 157–166

Stout, J. P. 1977. Evaluation of plants as medium for dredged material dewatering. Contract number DAC-WO1–76–070. Report to U.S. Army Corps of Engineers, Mobile District, Mobile, Alabama.

Talley TS, Levin LA (2001) Modification of sediments and macrofauna by an invasive marsh plant. Biol Invasions 3:51–68

Tscharntke, T. 1989. Attack by a stem-boring moth increases susceptibility of Phragmites australis to gall-making by a midge: mechanisms and effects of midge population dynamics. Oikos 55:93–100.

Welcomme, R. L. 1985. River fisheries. FAO Fish. Tech. Pap., 262, 330 pp.

2. Ichtyologický prieskum

Vypracoval: Mgr. Daniel Gruľa, PhD.

Cieľom monitoringu je zistiť abundanciu a druhové zloženie ichtyofauny skúmaných vodných útvarov a zmeny prebiehajúce v spoločenstvách v závislosti od manažmentových opatrení v územiach.

Metódy výskumu

Ichtyologický prieskum bol realizovaný z člna alebo brodením, v závislosti od hĺbky vody skúmaného úseku. Na každej zo sledovaných lokalít bolo zvolených niekoľko úsekov, pri výbere ktorých bolo prihliadané na prítomnosť rôznych typov mikro- a mezohabitatov. Vzorky boli odoberané elektrickým prístrojom určeným na odber vzoriek rýb, pomocou pulzného jednosmerného prúdu (obrázok 1). 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. Odmeraná bola celková dĺžka tela každého jedinca (*LT, longitudo totalis* v *mm*, obrázok 1). Všetky ryby boli následne nepoškodené šetrne vrátené späť do pôvodného toku. Abundancia druhov bola vyjadrená v prepočte jedincov na dĺžku toku v metroch (na 100 m toku), a to podľa vzorca:

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

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

Obrázok 1. Meranie vzoriek na CHVÚ Žitavský luh.

Charakteristika lokalít

CHVÚ Žitavský luh

Odber vzoriek prebehol 7.8.2015 na štyroch úsekoch (obrázok 2)

1. úsek: od stavidla proti toku starej Žitavy, GPS súradnice začiatku 48°10.410'S 18°17.989'V, 138 m.n.m., začiatok odberu 9:32 hod, trvanie 19 min., priem. hĺbka 90 cm, sediment jemný (obrázok 3)

2. úsek: nadväzujúci na úsek 1, v časti zarastenej stromami, GPS súradnice začiatku 48° 10.437'S 18°17.918'V, 135 m.n.m, začiatok odberu 10:40 hod, trvanie 9 min., priem. hĺbka 80 cm, sediment jemný, Teplota vody bola 27,6 °C; vodivosť 0,92 mS; obsah látok 0,43 ppt

3. úsek: pod stavidlom Žit.luhu, na Starej Žitave, GPS súradnice začiatku 48°10.319'S 18°17.985'V, 130m.n.m., začiatok odberu 12:44 hod, priem. hĺbka 20 cm, sediment jemný, šírka 4 m, T vody 23,9°C, ppt 0,42, vodivosť 0,85mS

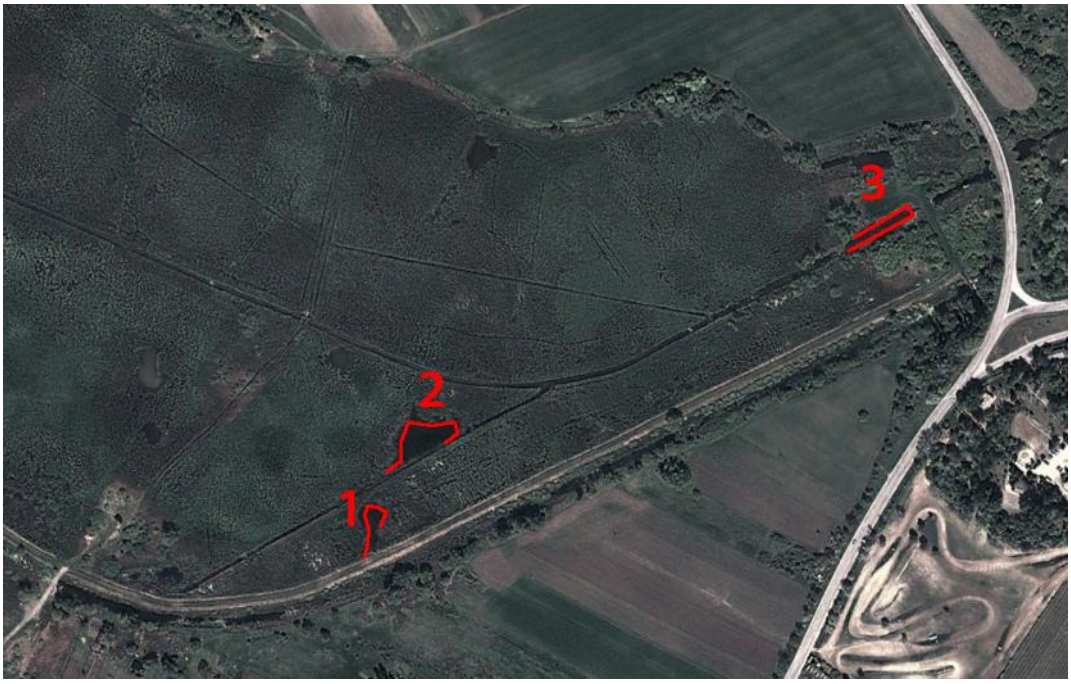
4. úsek: Zazemňujúce sa ramienko, GPS súradnice začiatku 48°10.644'S 18°18.014'V, 138 m.n.m., začiatok odberu 17:16 hod, trvanie odberu: 10 min., T vody 34,5°C, 0,91 mS, 0,46 ppt,

Obrázok 2. Odberné úseky na CHVÚ Žitavský luh.

Obrázok 3. Prvý odberný úsek na CHVÚ Žitavský luh.

NPR Parížske močiare

Odber vzoriek prebehol 8.8.2015 na štyroch úsekoch situovaných v lagúnach v juhovýchodnej časti rezervácie a pri výpustnom objekte potoka paríž (obrázok 4). Teplota vody bola 23°C, vodivosť 1,08 mS; rozpustné látky 0,54 ppt. Úseky boli husto zarastené submerznou vegetáciou a žaburinkou, okraje tvoril hustý porast trstiny (obrázok 5).



Obrázok 4. Odberné úseky v NPR Parížske močiare.

Obrázok 5. Tretí odberný úsek - CHVÚ Žitavský luh.

Predbežné výsledky

V CHVÚ Žitavský luh sme celkovo zaznamenali 11 druhov rýb (obrázok 6 až 9), pričom najpočetnejším druhom bol karas striebristý (*Carassius auratus*). Z uvedených druhov partia tri medzi druhy európskeho významu NATURA 2000 (*Cobits taenia, Misgurnus fossilis* a *Rhodeus sericeus*). Druhovo najbohatší bol úsek 3, pod stavidlom CHVÚ Žitavský luh. Naopak ani jedného jedinca sa nám nepodarilo zaznamenať na úseku 4, čo bolo spôsobené vysokou teplotou vody (až 34,5 °C) v čase odberu vzoriek (tabuľka 1).

		početnosť			
	názov	**úsek 1**	**úsek 2**	**úsek 3**	**úsek 4**
1	*Carassius auratus*	532	169	10	0
2	*Cobits taenia*	0	0	38	0
3	*Esox lucius*	8	5	0	0
4	*Gobio gobio*	0	0	1	0
5	*Misgurnus fossilis*	8	0	40	0
6	*Perca fluviatilis*	0	5	30	0
7	*Pseudorasbora parva*	28	24	11	0
8	*Rhodeus sericeus*	0	22	142	0
9	*Rutilus rutilus*	23	9	20	0
10	*Scardinius erythrophthalmus*	33	5	0	0
11	*Squalius cephalus*	0	0	4	0

Tabuľka 1. Čiastočné výsledky druhového zloženia a abundancie na úsekoch 1 až 4 v CHVÚ Žitavský luh.

V NPR Parížske močiare sme celkovo zaznamenali iba 3 druhy rýb, pričom najpočetnejším druhom bol karas striebristý (*Carassius auratus*). Z uvedených druhov partia dva medzi druhy európskeho významu NATURA 2000 a to karas zlatistý (*Carassius carassius*) a čík európsky (*Misgurnus fossilis*) (tabuľka 2). Znepokojujúci je výskyt karasa striebristého spoločne s kriticky ohrozeným karasom zlatistým (obrázok 10), kde pravdepodobne dochádza ku kríženiu týchto druhov a tým k znehodnocovaniu genetickej línie pôvodného karasa zlatistého. Druhové zloženie zodpovedá podmienkam v NPR Parížske močiare, ktoré sú z prevažnej časti husto zarastené trstinou. Hrubý nános organického materiálu, môže v horúcom letnom období spôsobovať kyslíkový deficit vo vodnom prostredí (pri dekompozícii), ktorý sú schopné prežívať len druhy s akcesorickým dýchaním (napr. *Misgurnus fossilis*), príp. druhy tolerantné na nízky obsah rozpusteného kyslíka (oba druhy karasov). Hustý porast trstiny nemusí nevyhovať ostatným druhom ani ako neresový substrát prípadne im znemožňuje voľný pohym.

		početnosť			
	názov	**úsek 1**	**úsek 2**	**úsek 3**	**úsek 4**
1	*Carassius auratus*	47	17	0	6
2	*Carassius carassius*	14	0	3	2
3	*Misgurnus fossilis*	0	0	0	2

Tabuľka 2. Čiastočné výsledky druhového zloženia a abundancie na úsekoch 1 až 4 v NPR Parížske močiare.

Obrázok 6. Vzorka z prvého úseku - CHVÚ Žitavský luh.

Obrázok 7. Čík európsky - CHVÚ Žitavský luh.

Obrázok 8. Lopatka dúhová - CHVÚ Žitavský luh.

Obrázok 9. Pĺž severný - CHVÚ Žitavský luh.

Obrázok 10. Karas zlatiský a k. striebristý – NPR Parížske močiare.

3. Monitoring obojživelníkov a plazov

Vypracoval: Mgr. Peter Mikulíček, PhD.

Metodika

Faunistická štúdia bola zameraná na obojživelníky lokalít CHVÚ Žitavský luh a NPR Parížske močiare. Cieľom štúdie bolo zmapovať výskyt všetkých druhov obojživelníkov na vybraných lokalitách a zhodnotiť stav ich populácií. V roku 2015 bola vykonaná obhliadka úyemí a vybrané odberné lokality. Odber vzoriek a monitoring prebehol 17. marca a 11.-12. apríla 2016. Žaby boli zaznamanávané podľa akustických prejavov samcov a priamym pozorovaním znášok, juvenilných a adultných jedincov. Odchytávané boli do sieťky. Dôraz bol kladený na preferované biotopy obojživelníkov – terénne depresie vyplnené vodou, mŕtve riečne ramená, zvyšky ramien a kanále so stojatou alebo pomaly tečúcou vodou. Zaznamenávaný bol počet pozorovaných jedincov. V prípade hromadného výskytu bol počet odhadnutý na desiatky, resp. stovky. Pri hlasových prejavoch samcov bol počet samcov odhadnutý na jedince. Pri vyššom počte ozývajúcich sa samcov nebolo možné jednotlivé hlasy oddeliť – uvádzaný bol chór.

Na lokalite Žitavský luh boli monitorované štyri plochy (obrázok 1). Prvé miesto predstavovala otvorená vodná plocha s porastom makrofytov, druhé periodická mláka na poli, tretie ramená Starej Žitavy a štvrté rieka Stará Žitava (obrázky 2-7). Na lokalite Parížske močiare bola monitorovaná vodná plocha so zárastom trstiny (primárne prieseky, ktoré umožňovali pozorovanie a odchyt jedincov) a kanál priliehajúci k juhovýchodnej časti rezervácie (obrázky 8-12). Mloky boli odchytávané v ich vodnej fáze, pomocou živolovných pascí exponovaných počas jednej noci (9 pascí na každej lokalite, obrázok 13).

Priebežné výsledky

Na lokalite **CHVÚ Žitavský luh** boli zistené štyri druhy obojživelníkov (tabuľka 1). Všetky boli zaznamenané v ramenách Starej Žitavy. Najpočetnejšie boli kunka červenobruchá (*Bombina bombina*) a skokan štíhly (*Rana dalmatina*); pri oboch druhoch boli doložené buď hlasové prejavy samcov alebo larvy, čo poukazuje na ich reprodukciu. Pri rosničke zelenej (*Hyla arborea*) bol zaznamenaný hlasový prejav len jedného samca. Početnosť rosničiek však bola zjavne podhodnotená v dôsledku návštevy lokality cez deň, kedy tento druh nie je

aktívny (aktivita samcov v reprodukčnom období je najvyššia v noci). Na lokalite boli zistené aj dva samce mloka dunajského (*Triturus dobrogicus*) (obrázok 14), ktorý patrí k jedným z najohrozenejších zástupcov obojživelníkov na Slovensku.

Lokalita **NPR Parížske močiare** bola druhovo bohatšia (tabuľka 1). Zistené boli druhy mlok bodkovaný (*Lissotriton vulgaris*), kunka červenobruchá (*Bombina bombina*), ropucha bradavičnatá (*Bufo bufo*), rosnička zelená (*Hyla arborea*), skokan štíhly (*Rana dalmatina*) a skokan rapotavý (*Pelophylax ridibundus*). Pri všetkých druhoch s výnimkou mloka bodkovaného boli zistené buď vajíčka, larvy alebo hlasové prejavy samcov, poukazujúce na ich reprodukciu. Početnosť kuniek, rosničiek a skokanov rapotavých bola vysoká, zaznamenané boli chóry samcov pri všetkých troch druhoch.

Okrem obojživelníkov boli na oboch lokalitách zaznamenané plazy druhov jašterica krátkohlavá (*Lacerta agilis*, 1 jedinec, Žitavský luh, poľná cesta popri ramenách Starej Žitavy) a užovky *Natrix natrix* (1 jedinec) a *Natrix tessellata* (2 jedince), obe nájdené v blízkosti kanálu na Parížskych močiaroch.

Na lokalite Žitavský luh sa javí pre obojživelníky najvhodnejší biotop mŕtvych ramien Starej Žitavy. V ramenách je stojatá voda, sú čiastočne zarastené submerznou vegetáciou a nie sú zrejme výrazne zarybnené, čo predstavuje ideálne miesto na reprodukciu obojživelníkov. Ostatné sledované plochy sú pre obojživelníky menej vhodné. Mláky na poli kvôli ich periodickému charakteru a Stará Žitava a vodná plocha so zárastom makrofytov kvoli ich pomerne silnému zarybneniu, väčšiemu charakteru vodnej plochy a regulácii rieky. Na lokalite Parížske močiare boli obojživelníky zistené jednak v priesekoch trstiny na vodnej ploche, jednak v husto zarastenom kanále. Obe plochy predstavujú pre obojživelníky vhodné biotopy. Treba však poznamenať, že masívny porast trstiny nie je pre reprodukciu zistených druhov ideálny. Reprodukcia, napr. ropuchy bradavičnatej alebo skokana rapotavého, prebieha v otvorených priesekoch, ktoré boli vytvorené v súvislom pálkovom poraste. Kombinácia vodnej vegetácie, ktorá poskytuje obojživelníkom úkrytové možnosti a otvorenej vodnej plochy sa javí byť pre dlhodobé prežívanie druhov veľmi vhodná.

Tabuľka 1 Faunistické pozorovania obojživelníkov na lokalitách Žitavský luh a Parížske močiare.

DRUH	POČET	DÁTUM	ŠTÁDIUM	LOKALITA	X	Y
Bombina bombina	4	17.3.2016	adult	Žitavský luh, ramená Starej Žitavy	48.174312	18.29315
Rana dalamatina	20	11.4.2016	larvy	Žitavský luh, ramená Starej Žitavy	48.174312	18.29315
Bombina bombina	chór	11.4.2016	adult	Žitavský luh, ramená Starej Žitavy	48.174312	18.29315
Hyla arborea	1	11.4.2016	adult, hlas	Žitavský luh, ramená Starej Žitavy	48.174312	18.29315
Triturus dobrogicus	2	11.4.2016	adult	Žitavský luh, ramená Starej Žitavy	48.174312	18.29315
Rana dalmatina	1	17.3.2016	vajíčka	Parížske močiare, kanál	47.857661	18.50873
Rana dalmatina	1	17.3.2016	adult	Parížske močiare, kanál	47.857661	18.50873
Bufo bufo	10	12.4.2016	larvy	Parížske močiare, kanál	47.857661	18.50873
Lissotriton vulgaris	2	12.4.2016	adult	Parížske močiare, kanál	47.857661	18.50873
Lissotriton vulgaris	1	12.4.2016	adult	Parížske močiare, vodná plocha	47.85771	18.50925
Pelophylax ridibundus	chór	11.4.2016	adult, hlas	Parížske močiare, vodná plocha	47.85771	18.50925
Hyla arborea	chór	11.4.2016	adult, hlas	Parížske močiare, vodná plocha	47.85771	18.50925
Bombina bombina	chór	11.4.2016	adult, hlas	Parížske močiare, vodná plocha	47.858111	18.50917
Pelophylax ridibundus	20	12.4.2016	adult	Parížske močiare, vodná plocha	47.860412	18.51827

Obrázok 1. Mapované plochy na lokalite Žitavský luh.

Obrázok 2. Žitavský luh - vodná plocha s porastom makrofytov.

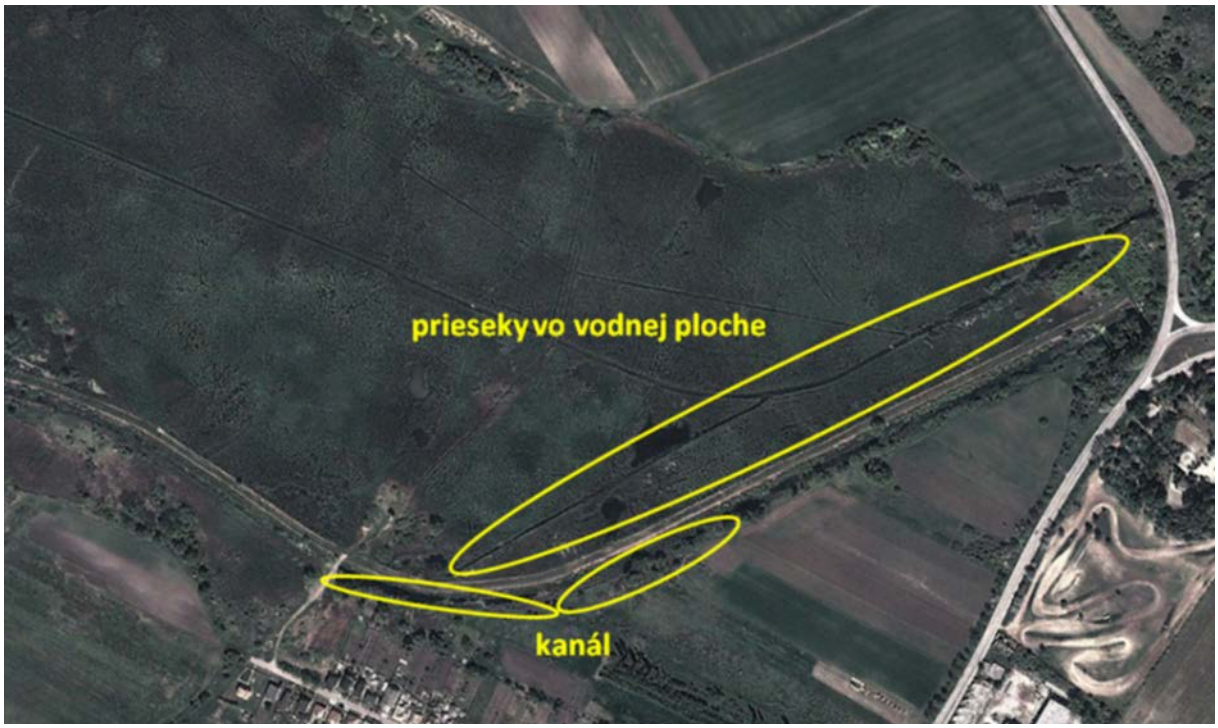
Obrázok 3. Žitavský luh - rieka Stará Žitava.

Obrázok 4. Žitavský luh – periodická mláka na poli.

Obrázok 5. Žitavský luh – periodická mláka na poli.

Obrázok 6. Žitavský luh – ramená Starej Žitavy.

Obrázok 7. Žitavský luh – ramená Starej Žitavy.



Obrázok 8. Mapované plochy na lokalite Parížske močiare.

Obrázok 9. Parížske močiare – kanál.

Obrázok 10. Parížske močiare – kanál.

Obrázok 11. Parížske močiare – zarastená vodná plocha.

Obrázok 12. Parížske močiare – priesek v trstine.

Obrázok 13. Parížske močiare – kontrola pascí na mloky.

Obrázok 14. Žitavský luh – mlok dunajský (*Triturus dobrogicus*).