

2015-2016

**Metodika eliminace a prevence šíření invazního druhu
škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) ve vodních
ekosystémech a akvakulturních zařízeních ČR**



Douda, K. a kol.

Katedra zoologie a rybářství (FAPPZ)

Česká zemědělská univerzita v Praze



Metodika eliminace a prevence šíření invazního druhu škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) ve vodních ekosystémech a akvakulturních zařízeních ČR

Autorský kolektiv: Karel Douda*, Lukáš Kalous*, Pavel Horký*, Ondřej Slavík*, Josef Velíšek ‡, Jitka Kolářová ‡

**Katedra zoologie a rybářství, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita v Praze*

‡Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz a Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Kontaktní informace: Douda, K. Katedra zoologie a rybářství, ČZU v Praze,
Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 – Suchbát
e-mail: k.douda@gmail.com
tel.: +420 723 566 681

Odborní recenzenti: RNDr. Luboš Beran, Ph.D. (AOPK ČR)
RNDr. Jiří Peterka, Ph.D. (Biologické centrum AC ČR, v.v.i.)

Vydala: Katedra zoologie a rybářství, Česká zemědělská univerzita v Praze,
Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát

Vydání: první vydání

Rok vydání: 2016

ISBN

© Česká zemědělská univerzita v Praze

<http://katedry.czu.cz/kzr/>

Metodika obsahuje podrobnou identifikaci a zhodnocení environmentálních a hospodářských rizik invaze škeblice (škeble) asijské (*Sinanodonta woodiana*), zejména s ohledem na původní druhy a společenstva a na rybářství a rybníkářství v ČR. Součástí dokumentu je také stručný popis druhu, jeho biologie a ekologie a zhodnocení jeho stavu a rizika invaze v ČR. Metodika obsahuje kritéria pro posouzení negativního vlivu, postupy pro prevenci šíření a metody pro regulaci a eliminaci výskytu.

Metodika byla zpracována za finanční podpory TA ČR (www.tacr.cz; projekt TB020MZP041).

Obsah

Úvod a cíle metodiky	4
1 Legislativní aspekty výskytu invazního druhu škeblice asijská (<i>S. woodiana</i>) v ČR	5
2 Rozšíření a ekologie škeblice asijské (<i>S. woodiana</i>)	7
2.1 Hlavní znaky a determinace škeblice asijské (<i>S. woodiana</i>)	9
2.2 Reprodukční cyklus	11
2.3 Nároky na prostředí	14
2.4 Mechanismy šíření škeblice asijské v podmínkách ČR	15
2.4.1 Analýza člověkem zprostředkovaného přenosu mlžů nebo infikovaných ryb	15
2.4.2 Vyhodnocení efektivity šíření škeblice asijské v říční síti	20
3 Hodnocení environmentálních a hospodářských rizik škeblice asijské v podmínkách ČR ...	23
3.1.1 Vyhodnocení vlivu parazitických larev škeblice asijské na rybí hostitele	23
3.1.2 Analýza vlivu filtrační aktivity škeblice asijské na vodní prostředí	28
3.1.3 Zhodnocení potenciálního vlivu škeblice na jednotlivé složky prostředí	29
3.1.4 Další potenciální negativní vlivy	32
4 Problematika prevence šíření a metod eliminace škeblice asijské v ČR	33
4.1 Strategie managementu	33
4.2 Metody včasné detekce výskytu a monitoring druhu na lokalitě	35
4.3 Prevence šíření	36
4.4 Metody eradikace druhu	37
4.5 Rizika spojená s eradikací škeblice	39
5 Závěr	40
6 Poděkování	40
7 Použitá literatura	40
Příloha č. 1 Přehled 8 druhů mlžů čeledi Unionidae, které se vyskytují v České republice.	46

Úvod a cíle metodiky

Invazní nepůvodní druhy jsou celosvětovým problémem, který má významné a rostoucí negativní dopady na ekonomiku, životní prostředí i zdraví člověka (Early a kol. 2016). Ochrana před negativními dopady biologických invazí je založena na důkladné znalosti ekologie druhů, kvantifikaci potenciálních rizik a přijetí odpovídajících opatření, která umožní předcházet nebo minimalizovat škody (Metha a kol. 2007). Sladkovodní mlži patří k nejnebezpečnějším invazním druhům v celosvětovém měřítku a způsobují rozsáhlé hospodářské škody i poškození místních ekosystémů (Sousa a kol. 2009). Škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) je však mezi invazními druhy měkkýšů výjimkou tím, že patří do čeledi Unionidae, jejíž zástupci mají velmi specifický vývojový cyklus a biologii. Rozsáhlý výzkum zabývající se problematikou invazních druhů mlžů čeledi Dreissenidae a Corbiculidae (např. Ward & Ricciardi, 2007), lze tedy jen částečně aplikovat na problematiku invaze škeblice. Problematika rizik, prevence šíření a eliminace škeblice nebyla dosud v České republice ani v zahraničí v ucelené podobě řešena. V současnosti používané metody pro eliminaci škeblice jsou neselektivní a mohou představovat riziko pro ohrožená společenstva původních druhů mlžů čeledi Unionidae.

Cílem předkládaného dokumentu je shrnutí základních informací o škeblice se zaměřením na zdroje dat, které mohou být relevantní pro nastavení vhodných preventivních a managementových opatření. Metodika se konkrétně zaměřuje na to, jaký je potenciál šíření druhu v říční síti pomocí rybích hostitelů, případně jaký význam má převážení rybích obsádek v rámci rybářského hospodaření vzhledem k načasování vypouštění parazitického stádia. Významnou částí metodického dokumentu je také identifikace potenciálních rizik, která představuje škeblice v nově osídleném prostředí pro volně žijící i hospodářsky využívané druhy živočichů. Metodická doporučení jsou založena na současných znalostech ze zahraničí i ČR a nově získaných dat v rámci řešení projektu „Environmentální a hospodářská rizika invazního druhu škeble asijská (*Sinanodonta woodiana*) v České republice a metody jeho eliminace a prevence šíření“ (TB020MZP041) řešeného v letech 2015-2016.

1 Legislativní aspekty výskytu invazního druhu škeblice asijská (*S. woodiana*) v ČR

Podobně jako na ostatní nepůvodní invazní druhy se na š. asijskou vztahují předpisy na národní i evropské úrovni, jejich cílem je omezit negativní dopady jejich šíření.

Právním předpisem, který sjednocuje přístup EU v boji proti invazním druhům je Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, na základě kterého bude aktualizována národní legislativa. Nařízení se vztahuje na druhy v seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (tzv. unijní seznam), který byl publikován v roce 2016 jako Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141. Celkem je zde 37 druhů, ale škeblice zde nefiguruje podobně jako řada dalších v ČR rizikových druhů. Podmínky převozu a využívání nepůvodních vodních organismů pro hospodářské účely upravuje Nařízení rady (ES) č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře.

Dlouhodobou strategií České republiky je omezení negativního vlivu nepůvodních invazních druhů na biodiverzitu a snížení podílu ploch výskytu přítomných invazních druhů (jeden z cílů Státní politiky ŽP 2011-2020).

Na národní úrovni je problematika nepůvodních invazních druhů řešena zejména v Zákoně č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny v platném znění, který stanovuje v § 5, odst. 4, že „Záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody“. Jmenovitě zákon zakazuje záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů do národních parků (§ 16), chráněných krajinných oblastí (§ 26), národních přírodních rezervací (§ 29) a přírodních rezervací (§ 34). V národních přírodních památkách a přírodních památkách toto striktně zakázáno není, je zde ale uvedeno, že jsou zakázány změny či poškozování území či jeho hospodářské využívání, pokud by tím hrozilo jeho poškození. Stejně tak je zakázáno poškozování evropsky významných lokalit soustavy Natura 2000 (§ 45, písm. b), národní přírodní památky i přírodní památky (§ 35, odst. 2 a § 36, odst. 2). Rozšíření invazních druhů na tyto lokality lze také chápat jako narušení či poškození biotopu. Dalším českým právním předpisem, který se vztahuje na problematiku škeblice je Zákon č. 254/2001 Sb. (vodní zákon), který v § 35, odst. 3 zakazuje „vypouštět ryby a ostatní vodní

živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neproověřených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu“.

Oproti tomu relativně nedostatečná opora pro ochranu před negativními vlivy nepůvodních invazních druhů je v Zákoně č. 99/2004 Sb. (o rybářství), který uvádí že „nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem se rozumí geograficky nepůvodní nebo geneticky nevhodná anebo neproověřená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace“ (§ 2, písm. s).

V současné době se problematice nepůvodních invazních druhů v ČR věnuje skupina autorů, která na podnět Ministerstva životního prostředí připravila seznam prioritních a invazních druhů pro ČR (Pergl a kol. 2016). Tento seznam (nazývaný černý, šedý a varovný seznam druhů) zohledňuje různá kritéria pro výběr jednotlivých druhů a navrhuje environmentálně i ekonomicky vyvážený přístup zahrnující odlišné varianty řešení podle konkrétní situace (Sádlo a kol. 2016). Dle tohoto seznamu je škeblice zahrnuta v kategorii BL3 (černý seznam), do které patří druhy u nichž je doporučovaná strategie tzv. stratifikovaného přístupu, tedy vyvážený postup podle lokálních potřeb (rizik) a dostupných metod a zdrojů pro eradikaci.

2 Rozšíření a ekologie škeblice asijské (*S. woodiana*)

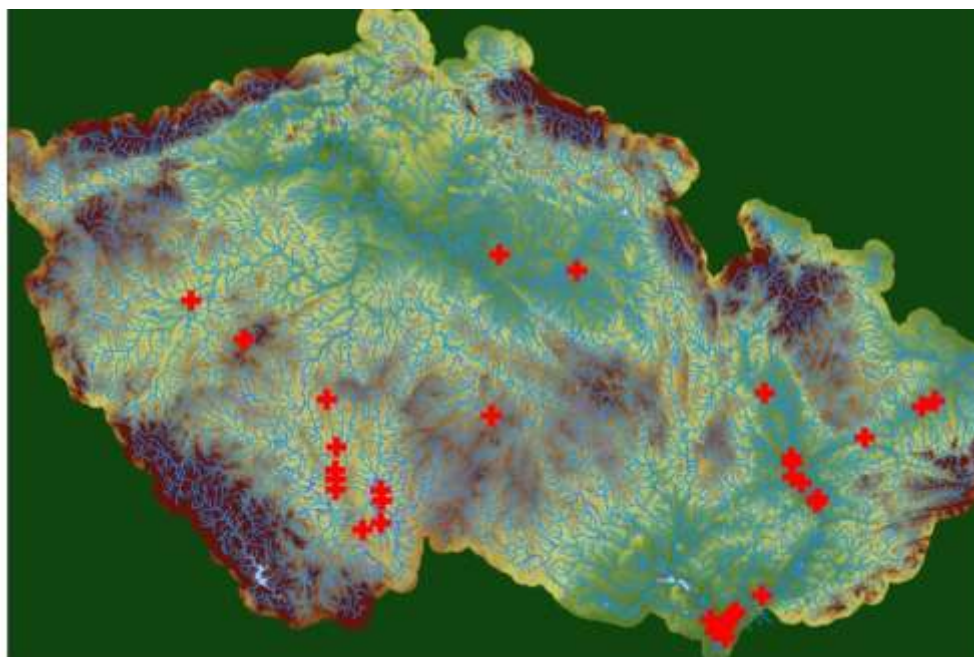
Škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana* Lea, 1834) je sladkovodní mlž čeledi Unionidae. Jedná se o filtrátora žijícího na dně vodních nádrží a toků. Původní areál druhu se nachází v mírném a tropickém pásu východní Asie (povodí řek Amur, Yangtze a okolní oblasti), kde se jedná o nejběžnější druh mlže (He & Zhuang 2013). V původním areálu se druh vyskytuje v tekoucích i stojících vodách přírodního charakteru, ale zároveň je účelově chován z důvodu produkce potravin a sladkovodních perel.

V současné době byla škeblice introdukována do mnoha oblastí po celém světě a vyskytuje se v Thajsku, Malajsii, Indonésii, Číně, střední Americe a v současné době se intenzivně šíří také v Evropě (Obr. 1). Do Evropy byl druh neúmyslně zavlečen v roce 1963 spolu s dovozy kaprovitých ryb (Watters 1997). V Evropě škeblice osidluje dno vodních nádrží a toků, kde může vytvářet kolonie s velkou biomasou (až 25 kg/m²) (Kraszewski & Zdanowski 2007).

Vývojový cyklus obsahuje larvální parazitické stádium, které může využít jako hostitele téměř každý rybí druh, se kterým přijde do kontaktu (Douda a kol. 2012). Zásadním mechanismem šíření druhu je tedy přenos s rybími hostiteli v průběhu parazitické fáze (Watters, 1997). V České republice bylo možné pozorovat poměrně rychlý průběh šíření druhu, který se po prvních nálezech na jižní Moravě v 90.ých letech 20. století (Beran 1997) postupně rozšířil do řady oblastí v ČR, včetně Třeboňska a Vltavské kaskády (Beran, 2008) (Obr. 2). Dospělci škeblice nemají v Evropě mnoho přirozených predátorů. Na několika lokalitách byla zaznamenána predace prasetem divokým při obnažení dna nádrže poklesem hladiny (K. Douda, nepublikováno). Také je možné předpokládat predaci některými menšími druhy savců (např. ondatra pižmová, norek americký), ale výběr predovaných jedinců je u těchto druhů často zaměřen na určitou velikostní skupinu mlžů. Škeblice asijská tak může být z hlediska predace opomíjeným druhem.



Obr. 1: Původní areál výskytu (žlutě) a hlavní postup šíření škeblice asijské (*Sinanodonta woodiana*).



Obr. 2: Potvrzené lokality výskytu škeblice asijské v České republice. Vzhledem k rychlému šíření v posledních letech se velmi pravděpodobně jedná jen o malou část současného rozšíření druhu.

2.1 Hlavní znaky a determinace škeblice asijské (*S. woodiana*)

Škeblice asijská má na rozdíl od evropských zástupců čeledi Unionidae vysoké lastury téměř kruhovitěho tvaru (viz porovnání domácích druhů mlžů a škeblice asijské – příloha č. 1). Délka lastur v našich podmínkách dosahuje maximální velikosti 200-250 mm. Lastury jsou relativně silnostěnné, na vnitřní straně nejsou přítomny žádné zámkové zuby. Vnější strana lastur má charakteristický výrazný kupovitý vrchol s hrubými valy. Barva povrchu lastury (periostrakum) je často variabilní a liší se také mezi jednotlivými lokalitami. Většinou je barva periostraka černošedá, s odstíny zelené a hnědé barvy, často s příměsí tmavě fialové barvy (Obr. 3), která je u rychle rostoucích jedinců výraznější. Vnitřní strana lastury má nápadně růžově zbarvenou perleť (Obr. 4).

Determinace glochidií parazitujících na rybách je problematičtější a snadno může dojít k záměně s glochidii domácích druhů škeblí rodu *Anodonta*. Glochidium je tvořeno dvěma trojúhelníkovitými lasturkami se zaoblenými okraji. Velikost glochidií v zavřené poloze je 360-400 µm. Oproti domácím druhům škeblí jsou glochidia škeblice mírně asymetrická.

V případě pochybností s determinací druhu a podezření na výskyt dospělců škeblice je vhodné kontaktovat odborníky pro determinaci druhu. Determinaci dospělců lze provést i pomocí zaslané fotografie.



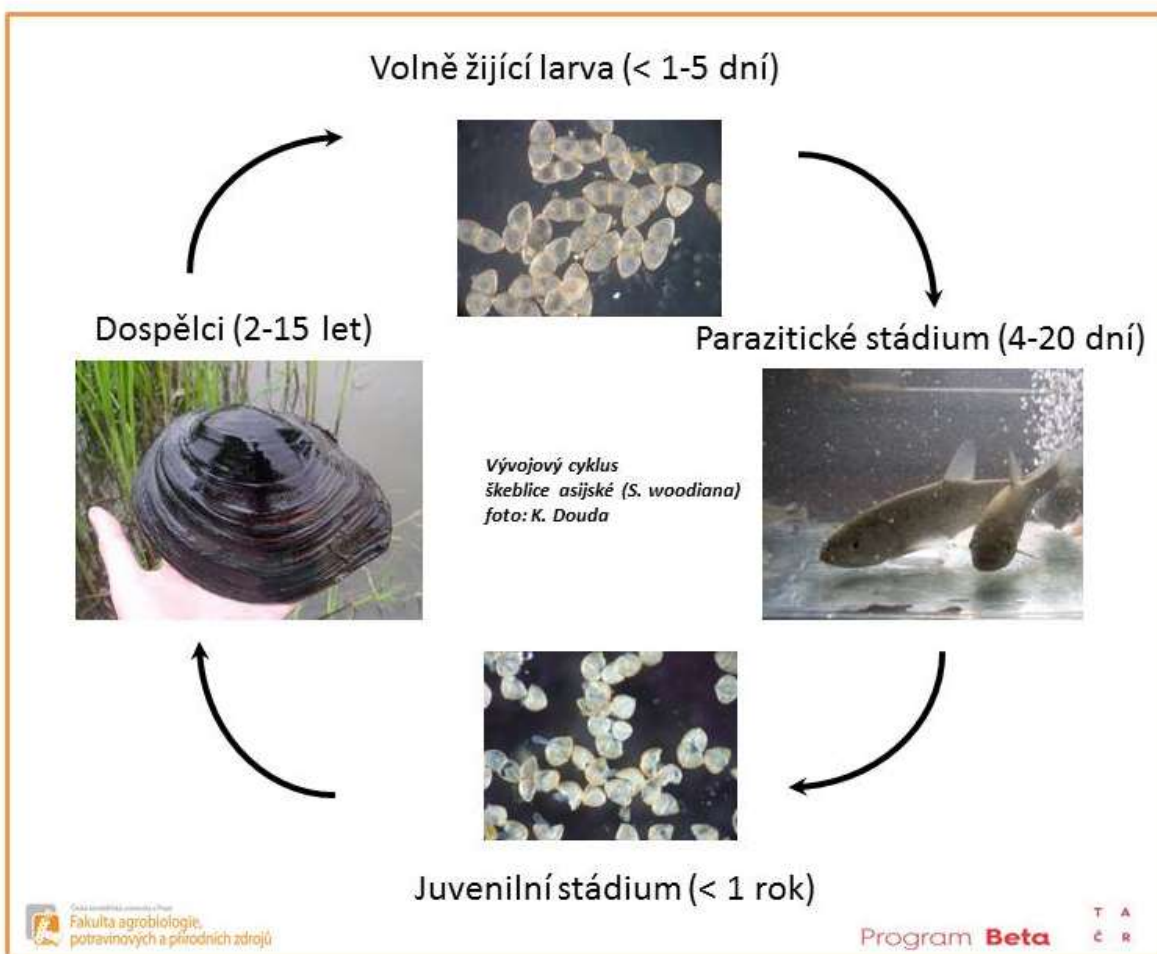
Obr. 3: Škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*) z lokality Kyjovka (foto K. Douďa)



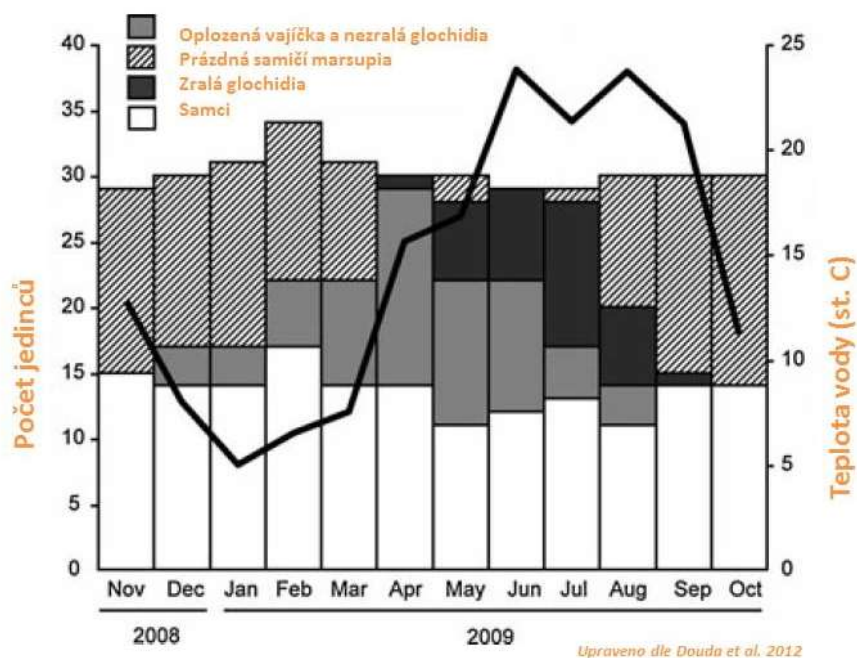
Obr. 4: Vnitřní strana lastury škeblice asijské (*S. woodiana*) s charakteristickým růžovým zabarvením (foto K. Douďa)

2.2 Reprodukční cyklus

Škeblice asijská je odděleného pohlaví. Ojediněle se vyskytují i hermafrodité (Labecka a Domagala 2016). Jedinci pohlavně dospívají již v druhém roce života a dožívají se 10-15 let. Spermie vypouštěné do vody jsou nasáty samicemi a poté dochází k oplození vajíček v suprabranchiální komoře mlže, odkud jsou vajíčka přesunuta do marsupii. Marsupia jsou žaberní lupeny, ve kterých jsou vajíčka uchována do doby, kdy dozrají v parazitické larvy (glochidia, jedn. číslo glochidium). Krátce po dozrání larev (glochidií), jsou larvy vypuštěny do vody a infikují hostitelské ryby (Obr. 5). K produkci larev dochází u jedinců opakovaně během vegetační sezóny (Obr. 6). Hlavní období vypouštění glochidií a tedy i rizika infekce ryb je v letních měsících (červen-září). Glochidium se pasivně vznáší ve vodě (nemá žádný aktivní způsob pohybu) a samostatně může žít jen několik málo dní (Obr. 7a). Při kontaktu s tkání ryby dojde k prudkému sklapnutí lasturek a kolem glochidia se vytvoří cysta tvořená tkání hostitele. Glochidium se nejčastěji vyvíjí na ploutvích, žábrách, ale i dalších částech těla ryby (ústá, nozdry, skřele). Vývoj probíhá úspěšně pouze na imunologicky kompatibilním hostiteli (velká část glochidií nedokončí vývoj). Vzhledem k tomu, že škeblice asijská je hostitelský generalista (Douda a kol. 2012) dokáže pravděpodobně využívat téměř veškeré rybí druhy na území ČR. Uvnitř cysty glochidium parazituje po dobu 4-20 dní (délka závisí na teplotě vody). Délka vývoje 4 dny je reálná při teplotě nad 20°C a s klesající teplotou se délka vývoje prodlužuje. Po uplynutí potřebné doby k dokončení metamorfózy cysta praská a juvenilní jedinec (Obr. 7b) odpadáva z ryby na dno, kde se vyvíjí v dospělého jedince.



Obr. 5 Vývojový cyklus škeblice asijské (*S. woodiana*)



Obr. 6 Časový průběh reprodukčního cyklu škeblíce asijské (*S. woodiana*) v podmínkách České republiky (řeka Kyjovka).



Obr. 7a: Glochidia škeblícen (foto K. Douđa)



Obr. 7b: Juvenilní jedinci škeblíce asijské krátce po odpadnutí z hostitelské ryby (foto K. Douđa)

2.3 Nároky na prostředí

Charakteristické stanoviště pro škeblici asijskou jsou stojaté i tekoucí vody s dostatkem živin (Obr. 8). V původním areálu výskytu se jedná o jeden ze dvou nejběžnějších druhů mlžů (spolu s *Nodularia douglasiae*). Škeblice asijská je ale často dominantní druh na většině stanovišť v jihovýchodní Asii (He & Zhuang 2013).

V Evropě se druh zpočátku vyskytoval pouze v oteplených vodách (např. recipienty chladicí vody), ale přibližně od 90.ých let 20. století se škeblice asijská nekontrolovaně šíří i do volných vod s přirozeným teplotním režimem (Kraszewski 2007). V současnosti obývá všechny typy sladkovodních biotopů v Evropě: řeky, potoky, rybníky, přehradní nádrže, jezera. Typickým stanovištěm druhu v České republice jsou pomalu tekoucí nížinné řeky (např. Kyjovka, Morava), produkční rybníky (např. Třeboňská rybníční soustava), ale také přehradní nádrže (Hněvkovice) (Beran 2008). Není známo jaký je teplotní limit pro výskyt druhu v Evropě. Škeblice asijská se nyní vyskytuje i v některých sub-alpínských jezerech (Lago di Garda, Itálie – Cappelletti a kol. 2009), nebo ve Skandinávii (Švédsko – von Proschwitz 2006).



Obr. 8: Typické stanoviště výskytu škeblice asijské v původním areálu (Baoan Lake, Čína) a v České republice (řeka Kyjovka) (foto: Karel Douda)

2.4 Mechanismy šíření škeblice asijské v podmínkách ČR

Předpokladem pro úspěšnou prevenci zvyšování počtu lokalit s výskytem škeblice je důkladná znalost mechanismů šíření. Vzhledem k životnímu cyklu škeblice dochází k šíření na nové lokality primárně ve stádiu parazitující larvy (přírozenou migrací rybích hostitelů nebo člověkem zprostředkovaným převozem ryb), nebo ve stádiu adultních jedinců vlivem člověkem zprostředkovaného transportu (vzhledem k minimální pohyblivosti dospělců). Níže je specifikována problematika člověkem zprostředkovaného i přírozeného potenciálu šíření druhu na území České republiky.

2.4.1 Analýza člověkem zprostředkovaného přenosu mlžů nebo infikovaných ryb

Lidské činnosti, které mají největší potenciál přímo ovlivnit šíření škeble asijské v Česku, jsou rekreační rybářství a rybníční akvakultura. Obě dvě oblasti jsou vzájemně propojené a mají významný vliv na aktuální složení rybí obsádky ve volných vodách. Rybníky, přítomné ve všech povodích Česka a využívané pro produkci ryb, lze vyhodnotit jako vhodné stanoviště pro život a reprodukci škeblice (Paunović a kol, 2006). Ryby chované v rybníku se dostávají do toku, se kterým jsou rybníky propojené a ovlivňují zde složení obsádky (Kalous a kol. 2010). V rámci managementu rekreačního rybářství jsou ryby, pocházející z velké části z rybníční akvakultury, nasazovány přímo do rybářských revírů v rámci zarybňovacích plánů. Rybářské revíry jsou vymezeny na řekách, přehradních nádržích i na menších tocích a pokrývají naprostou většinu vodní plochy v ČR.

Analýza je založena na literární rešerši, analýze dostupných datových řad z rekreačního rybářství a rybníkářství, dále informací získaných dotazníkového šetření a ze strukturovaných rozhovorů se zástupci rybníkářství a rekreačního rybářství.

Charakteristika akvakultury v ČR

Ryby se v Česku produkují hlavně v rybníční akvakultuře a hlavními objekty pro chov ryb jsou tak rybníky. Mnohem menší množství produkce je zajišťováno ve speciálních zařízeních, především prostřednictvím chovu lososovitých ryb v průtočných a recirkulačních systémech. Celkem se na území Česka nachází více než 24 tisíc rybníků o celkové ploše okolo 52 tisíc hektarů, které byly povětšinou zbudovány v 15. a 16. století. Dvě třetiny plochy rybníků jsou

obhospodařovány členy Rybářského sdružení České republiky. Nejznámější rybníkářskou oblastí jsou jižní Čechy, kde je situováno cca 60 % veškeré rybníční plochy. V Česku je k roku 2016 registrováno v součtu 378 produkčních podniků akvakultury. Více než 70 z nich má produkci nad 5 tun ryb ročně, zbytek je tvořen drobnými chovateli. Hlavní chovanou rybou je kapr, který tvoří téměř 90% produkce, následovaný býložravými rybami (tolstolobik, amur) a losovitými rybami (duhák, siven). Roční produkce akvakultury v Česku je ustálená na hodnotě okolo 20 tisíc tun, přičemž přibližně polovina ryb je vyvezena především do okolních států. Kromě vývozu je realizován i dovoz živých ryb v množství 691 t z toho 124 t kapra (Ženíšková a Chalupa, 2015).

Charakteristika rekreačního rybářství v ČR

Na území České republiky je rekreační rybářství realizováno prostřednictvím Českého rybářského svazu (ČRS) a Moravského rybářského svazu (MRS). V obou organizacích je dohromady sdruženo přes 300 tis lidí. Členové ČRS jsou organizováni prostřednictvím 483 místních organizací, které jsou rozděleny do 7 územních svazů. ČRS obhospodařuje 1 290 rybářských revírů (z toho 832 mimopstruhových a 458 pstruhových). Tyto rybářské revíry mají celkovou plochu přes 35 000 hektarů. ČRS zároveň obhospodařuje 2 158 chovných rybníků o rozloze 2 649 ha a tak převážně kryje potřebu násadových ryb pro zarybňování svých revírů. MRS obhospodařuje 319 revírů (z toho 240 mimopstruhových a 79 pstruhových) o celkové rozloze přes 7300 ha. Ročně se na rybářských revírech v ČR uloví téměř 4000 tun různých druhů ryb v počtu přesahujícím 2 miliónů kusů, převážnou většinu tvoří kapr (ČRS 2016; MRS 2016) (Tabulka 1).

Tabulka 1. Procentuální kusové zastoupení jednotlivých druhů v úlovcích rekreačních rybářů za rok 2015. Zdroj dat: ČRS a MRS

druh	kapr	cejn	duhák	štika	pstruh	okoun	candát	lín	karas	amur	tloušť	siven
%	61,6	12,3	7,0	2,7	3,0	2,6	2,0	1,9	2,2	1,3	1,0	1,0

Potenciál šíření prostřednictvím akvakultury

Škeblice asijská se do Evropy rozšířila prostřednictvím importu násad kaprovitých ryb z Asie (Watters, 1997) a její další rozšiřování je vázáno na převozy ryb z míst jejího výskytu na nová místa. Rybníční akvakultura v ČR má největší potenciál vlivu na šíření při převozech násad ryb. Ty jsou realizovány především v rámci jednotlivých akvakulturních podniků, ale přeprava mezi podniky je také běžná a to především v případě nedostatku násad. Drobní akvakulturní producenti obvykle nakupují násady od větších podniků. Rybníční akvakultura v ČR je charakteristická značnou prostorovou distribucí rybníků a z ní vyplývající vzdálenostmi mezi nimi. V ČR je běžné, že jeden akvakulturní podnik obhospodařuje rybníky v různých povodích, což usnadňuje šíření nepůvodních druhů na nové lokality. Ryby z rybníku se dostávají do tekoucích vod únikem při výloveh (Kalous a kol. 2010, Musil a kol. 2007) nebo v extrémních situacích jakou jsou povodně (Boukal a kol. 2012). Ačkoliv jsou převozy ryb ve většině případů realizovány na kratší vzdálenosti do 40 km, většina významných akvakulturních podniků převáží běžně ryby na vzdálenosti větší než 120 km.

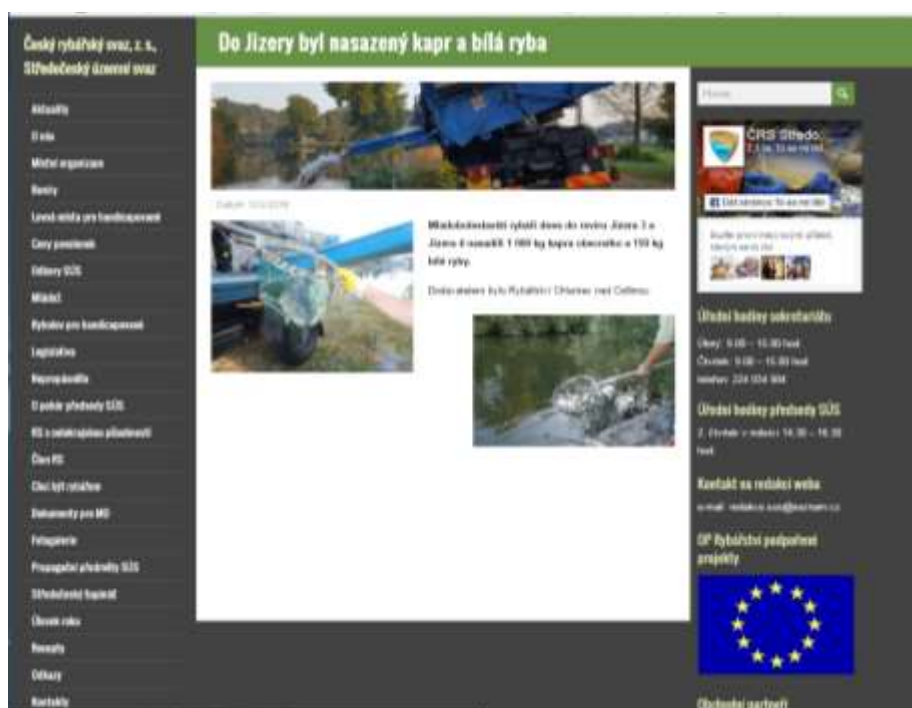
Do ČR se ryby dováží hlavně z Maďarska, vývoz z ČR je pak realizován především do okolních zemí, kde dominují Polsko a Německo.

Zmíněný souhrn ukazuje na silný potenciál šíření škeble asijské především převozem násad ryb s glochidii v rámci ČR. Rozšiřování juvenilních jedinců škeblice prostřednictvím rybářského náčiní (sítě, kádě, přepravní nádoby apod.) se jeví, s ohledem na běžný provoz v akvakulturních podnicích, jak málo pravděpodobný a oproti převozu násad jako zanedbatelný.

Potenciál šíření prostřednictvím rekreačního rybářství

Rekreační rybářství má v ČR charakter „Culture-based fisheries“ (na chovu založené lovné rybářství), v rámci něhož jsou zarybňovány rybářské revíry především kaprem a dalšími druhy ryb původem z akvakultury. Zarybňování se koná každoročně a průměrná doba setrvání kapra v rybářském revíru je velmi krátká, například v přehradních nádržích je to jeden až dva roky (Boukal a kol. 2012). Rybářské revíry jsou primárně zarybňovány rybami odchovanými do požadované velikosti z blízkého okolí, obvykle z rybníků obhospodařovaných rybářskými svazy. Výjimkou však není ani nákup kapra, ale i ostatních druhů od rybářských podniků (Obr. 9).

Nasazován je především kapr, který je dovážen z nejbližšího okolí 1-40 (60) km spolu s tzv. bílou rybou (směs hospodářsky méně významných kaprovitých ryb: cejn, plotice, perlín, karas a další). Dravé ryby (štika, candát, sumec) jsou dováženy ze širšího okolí (obvykle do 100 km) a nedostatkové druhy ryb se vozí, odkud se dá, často i z více než sto kilometrů vzdálených lokalit. Vysazování ryb do volných vod je přímo propojeno s rybniční akvakulturou a rybářskými podniky.



Obr. 9 Oznámení na stránkách Českého rybářského svazu, Středočeského územního svazu o zarybnění řeky Jizery (revír Jizera 3) rybami z Rybářství Chlumec nad Cidlinou (zdroj: <http://crs-sus.cz/>, říjen 2016)

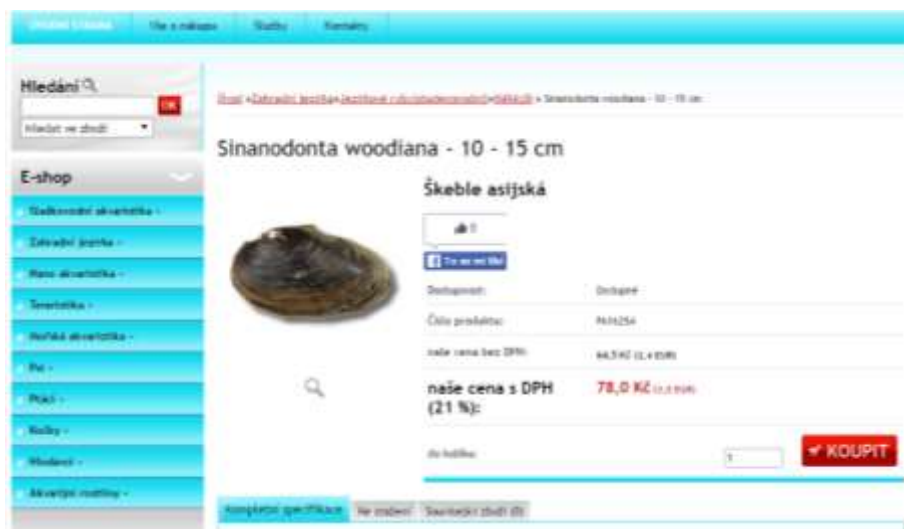
Mezi další možné faktory šíření škeblice v rámci rekreačního rybářství lze identifikovat lov na nástražní rybu, který probíhá během celé sezóny lovu dravců. Velké množství nástražných ryb je vypuštěno do rybářského revíru a jejich transport je realizován na značné vzdálenosti (Kalous a kol., 2013). V případě, že budou nástražné ryby infikovány glochidii, mohou sloužit jako vektor

škeblice. Okrajově lze také zmínit pro některé obyvatele tradiční vypouštění kaprů do volných vod o Vánocích.

Potenciál šíření prostřednictvím dalších lidských aktivit

Zcela samostatným segmentem, s potenciálem přímého šíření, je obchod s okrasnými organizmy, kde se škeblice asijská nabízí jako biologický filtrátor do okrasných zahradních jezírek (Packet a kol. 2009), Česko není výjimkou, viz Obr. 10. Šíření dospělých jedinců prostřednictvím hobby chovů je možné, nicméně v porovnání s vlivem akvakultury a rekreačního rybářství zcela zanedbatelný.

Je potřeba zmínit, že škeblice asijská představuje organismus, který lze využít v biotechnologiích čištění vody nebo pro produkci bílkovin. Na některá místa v Evropě byla dokonce introdukována za účelem produkce perel (Berni a kol. 2004). Jak vyplývá z našeho vlastního šetření, chybí informovanost o tomto organismu nejen mezi laickou veřejností, ale i mezi veřejností odbornou. Schopnost odborné veřejnosti jednoznačně identifikovat druh *Sinanodonta woodiana* je také velmi omezený a především v případě výskytu menších jedinců vyžaduje specialistu.



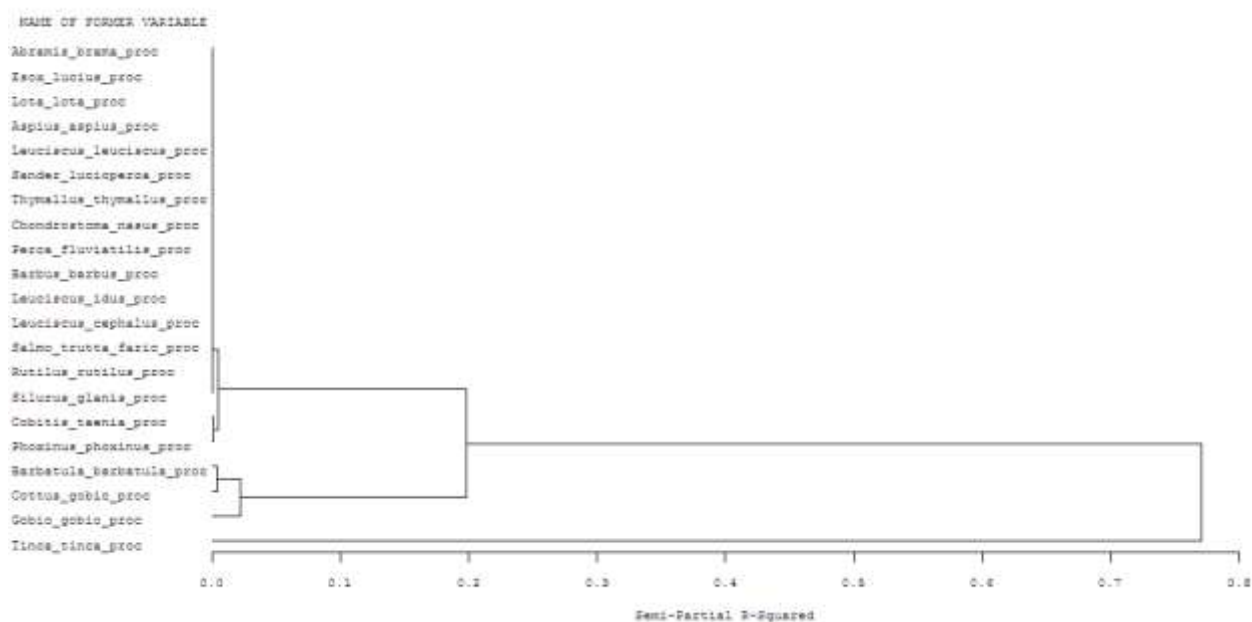
Obr. 10 Nabídka škeblice asijské na internetovém obchodu. (zdroj: <https://www.rybicky-rybky.cz>, listopad 2016).

2.4.2 Vyhodnocení efektivity šíření škeblice asijské v říční síti

S ohledem na možnosti šíření škeblice pomocí hostitele byla realizována rešeršní analýza údajů o maximálních vzdálenostech, na které jsou schopní migrovat zástupci ichtyofauny ČR. Tyto výsledky byly následně zpracovány pomocí shlukové analýzy, která jednotlivé druhy ryb rozdělila do tří základních skupin. V první skupině se zaznamenanými migracemi od 0,1 do 35km jsou mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), vranka obecná (*Cottus gobio*), piskoř pruhovaný (*Misgurnus fossilis*), lín obecný (*Tinca tinca*), sekavec podunajský (*Cobitis elongatoides*), střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), pstruh obecný (*Salmo trutta fario*), sumec velký (*Silurus glanis*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*) a jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*). Ve druhé skupině jsou druhy se zaznamenanými migracemi na vzdálenosti 59-100km, jmenovitě ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), mník jednovousý (*Lota lota*), cejn velký (*Abramis brama*) a štika obecná (*Esox lucius*). Do třetí skupiny druhů potencionálně migrujících na vzdálenosti 150 – 300 km náleží jelec jesen (*Leuciscus idus*), candát obecný (*Sander lucioperca*), bolen dravý (*Aspius aspius*), okoun říční (*Perca fluviatilis*) lipan podhorní (*Thymallus thymallus*) a parma říční (*Barbus barbus*).

Migrační možnosti ryb v ČR jsou však silně ovlivněné fragmentací říční sítě příčnými překážkami jako jsou jezy a přehradý. Do analýzy možností šíření invazní škeblice byly proto zařazené i informace o fragmentaci a známém výskytu reprodukce schopných populací jednotlivých druhů. Reálné možnosti migrace tak byly analyzovány pro celkem 21 druhů ichtyofauny ČR. Podle míry omezení volné migrace shluková analýza (Obr. 11) odlišila následující skupiny. Nejvíce omezená je skupina zahrnující tyto druhy: (1) parma obecná, jelec proudník, bolen dravý, jelec jesen, okoun říční, lipan podhorní, candát obecný, ostroretka stěhovavá, cejn velký, štika obecná, mník jednovousý, jelec tloušť, pstruh obecný forma potoční, plotice obecná, sumec velký. Další skupiny zahrnují druhy bez výrazných prostorových omezení: (2) sekavec podunajský, střevle potoční; (3) mřenka mramorovaná, vranka obecná; (4) hrouzek

obecný; (5) lín obecný. Omezení volné migrace jednotlivých identifikovaných skupin souhrnně uvádí Tabulka 2.



Obr. 11: Klasifikace skupin vybraných rybích druhů na základě jejich migračních možností z pohledu fragmentace říční sítě v ČR pomocí shlukové analýzy.

Tab. 2. Migrační možnosti identifikovaných skupin ryb vyjádřené jako % volné migrace z optimálních migračních požadavků (optimum = 100%).

skupina	průměr	medián	maximum	minimum
1	8.87	5.02	51.43	0.13
2	768.66	431.25	2912.50	0
3	2069.01	1321.60	14896.66	0
4	3701.03	2312.14	27167.63	0
5	11500.00	6000.00	31000.00	3000.00

Vzhledem k výsledkům uvedeným v kapitole 3.1.1.2. lze předpokládat, že možnosti šíření invazních mlžů pomocí jejich hostitelů jsou přímo závislé na pohybové aktivitě jejich hostitelů. Z hlediska možné vzdálenosti šíření je tak klíčová synchronizace reprodukčního cyklu škeblice a migrační aktivity hostitelských druhů. Reprodukční cyklus škeblice je v podmínkách ČR silně závislý na průběhu teplot v říční síti. Z Obr. 6 lze odvodit, že při vhodných podmínkách může několik procent jedinců vypouštět glochidie už v průběhu dubna a května, přičemž hlavní množství glochidií je uvolňováno od června do července. Z hlediska šíření škeblice na větší vzdálenosti je klíčové období od dubna do května, které je v důsledku reprodukční migrace spojené s vysokou pohybovou aktivitou většiny kaprovitých druhů. Naopak v období června až srpna je migrační aktivita kaprovitých druhů nižší a většinou je spojovaná s potravní migrací. Výjimkou jsou druhy s tzv. porcionálním výtěrem, které se reprodukují opakovaně. Vhodným modelovým druhem je v tomto ohledu jelec tloušť, který se opakovaně reprodukuje v červnu až v červenci. Jelec tloušť je rovněž jedním z nejrozšířenějších druhů v říční síti ČR, který se vyskytuje ve všech typech toků.

S ohledem k výše uvedeným údajům lze obecný model šíření škeblice pomocí rybích hostitelů v říční síti ČR definovat jako postup o 7 kilometrů za rok. Tento údaj vychází z předpokladů, že škeblice bude v podmínkách ČR produkovat glochidie nejčastěji v období červen – červenec a využívá jako modelový druh jelce tlouště. Vzhledem k dostupným údajům o migraci tlouště na vzdálenosti 35 km a průměrném omezení jeho migračních možností v říční síti ČR odpovídajícím 20% jeho kapacity je výsledkem právě 7 km.

Tento obecný model je možné dále specifikovat na základě podrobných znalostí o lokalitě známého výskytu škeblice v ČR. Mezi klíčové znalosti v tomto ohledu patří složení společenstva ryb na dané lokalitě a migrační omezení vyplývající ze vzdálenosti příčných překážek doplněné o znalosti vybavení překážek rybími přechody. V možnostech šíření škeblice pomocí hostitelů hrají důležitou roli i teplotní a hydrologické podmínky. Vyšší teploty v jarním období zvýší pravděpodobnost invadace širšího spektra rybích hostitelů, kteří v tomto období vykazují významnou migrační aktivitu. Hydrologické extrémy jako jsou povodně, mohou zase podpořit šíření škeblice prostřednictvím hostitele přes příčné překážky směrem po proudu.

3 Hodnocení environmentálních a hospodářských rizik škeblice asijské v podmínkách ČR

3.1.1 Vyhodnocení vlivu parazitických larev škeblice asijské na rybí hostitele

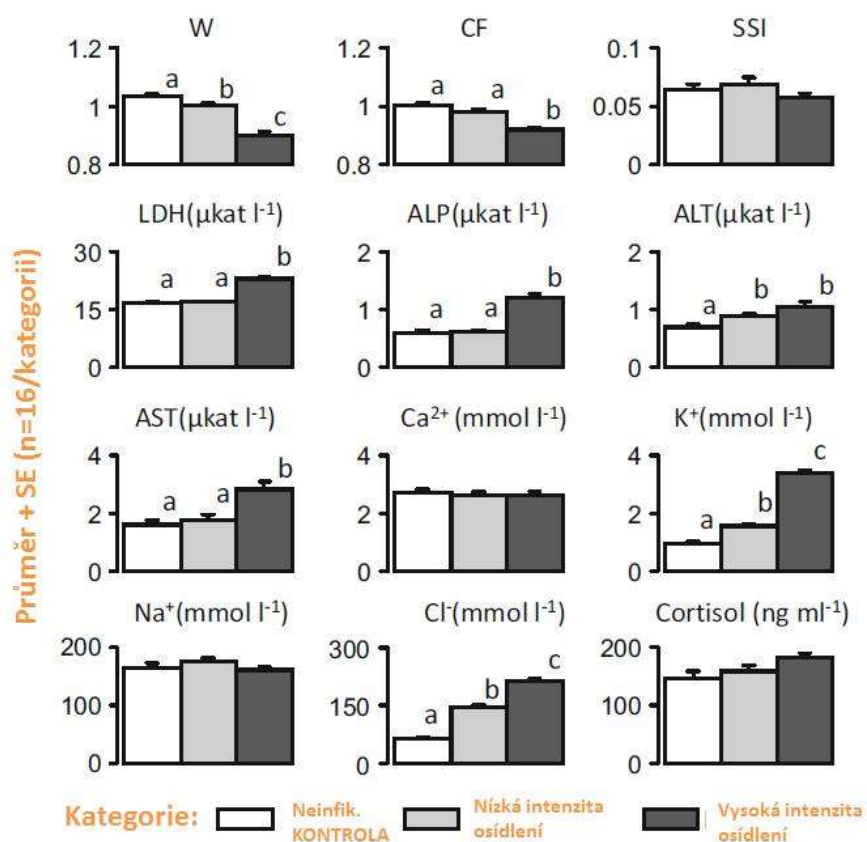
Parazitické larvy škeblice mají potenciál negativního vlivu na rybí hostitele. Druh může dosahovat vysokých populačních hustot a obrovské produkce glochidií. Efekt glochidií na ryby je obecně hodnocen jako relativně malý, ale je to převážně díky tomu, že domácí druhy mlžů vytváří málo početné populace, a tak počty glochidií na rybách jsou obecně velmi nízké. Vzhledem k tomu, že doposud neexistovaly údaje o vlivu glochidií škeblice na ryby byly v rámci přípravy tohoto metodického dokumentu realizován laboratorní experiment hodnotící vliv parazitujících glochidií na přírůstek hmotnosti a délky ryb, kondiční faktor, splenosomatický index (poměr hmotnosti sleziny k celkové hmotnosti těla) a vybrané fyziologické parametry rybiho organismu.

3.1.1.1 Experimentální hodnocení vlivu parazitace glochidii na vitalitu sub-adultních jedinců hostitele

Jako modelový druh pro hodnocení vlivu parazitace glochidii na vitalitu sub-adultních jedinců byl vybrán jelec tloušť (*Squalius cephalus*). V předstihu před zahájením experimentu byly jednotlivé ryby individuálně označeny pomocí PIT technologie (pasivní elektronický čip s unikátním kódem). Následně byly experimentální ryby rozděleny do 3 skupin, z nichž dvě byly v laboratorních podmínkách infikovány glochidii (vysoká a nízká úroveň infekce) a jedna skupina byla kontrolní. Infikace byla opakována celkem čtyřikrát v rozestupech 10 dnů, což simuluje přirozený průběh infekce v přírodních podmínkách ČR. Škeble asijská vypouští glochidia opakovaně během vegetační sezóny na rozdíl od našich domácích druhů mlžů (viz kapitola Biologie a ekologie). Tři dny po poslední infekci proběhl odběr vzorků krevní plasmy

u experimentálních ryb, měření jejich kondice a standardní parazitologická pitva. Na Obr. 12 je patrný vysoce signifikantní rozdíl v hmotnostním přírůstku studovaných ryb i jejich kondice v obou infikovaných skupinách oproti skupině kontrolní. Významný dopad glochidií invazního druhu škeble asijské na rybí hostitele byl dokumentován také rozdílnými hodnotami řady biochemických parametrů krevní plasmy. Již při nižší testované hodnotě osídlení ryb glochidii byl zaznamenán signifikantní nárůst chloridových a draselných iontů v krevní plazmě. Hodnoty zvýšené koncentrace chloridových a draselných iontů byly zaznamenány v publikovaných studiích jako následek velmi intenzivního napadení žaberními parazitickými prvky (Yin a kol. 2014, 2015). U glochidií domácích druhů mlžů byl podobný efekt (nárůst chloridových iontů) zaznamenán teprve při velmi intenzivní a ve volné přírodě nereálné hustotě osídlení (Treasurer a Turnbull 2000). Při nižší testované intenzitě infekce glochidii byl také zaznamenán signifikantní nárůst aktivity ALT (alanin aminotransferázy), což je cytoplazmatický enzym, který je lokalizován především v cytoplazmě jaterní buňky a zvýšení aktivity může indikovat poškození jater a metabolické vady s participací jater (Kolářová a Velíšek 2012). V případě vyšší testované hladiny intenzity infekce byl zaznamenán signifikantní efekt na většinu testovaných biochemických parametrů krevní plasmy.

Výsledky experimentu ukazují, že lze jednoznačně doložit negativní vliv glochidií škeblice na zdravotní stav rybích hostitelů a rizika, které může tato parazitace působit v environmentálně relevantních hodnotách v podmínkách akvakultury nebo ve volných vodách. Konkrétní míra rizika pak závisí na místních podmínkách (hustota populace, další faktory prostředí) a další potenciální efekty glochidií (např. změna chování a energetické spotřeby hostitele), viz následující kapitola. Dílčí výstupy byly zpracovány formou vědeckého manuskriptu a přijaty k publikace v časopise *Biological Invasions* (Douda a kol. 2016 in press).



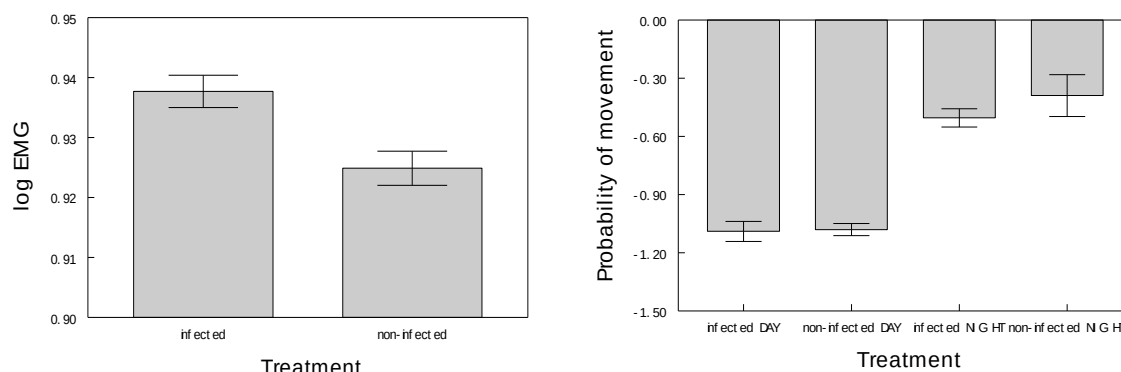
Upraveno dle Douda et al. 2016 in press

Obr.12 Vliv parazitace glochidií invazního druhu škeble asijská na hmotnostní přírůstek (W), kondiční faktor (Fulton, CF), splenosomatický index (SSI) a biochemické parametry krevní plasmy rybích hostitelů (jelec tloušť). Zobrazeny jsou kategorie s různou intenzitou infekce (neinfikované ryby, nízká hustota, vysoká hustota parazitických larev). Odlišné indexy vyznačují signifikantní rozdíl na hladině významnosti $p < 0.05$ (Wilcoxon-Mann-Whitney test, $n=48$).

3.1.1.2 Hodnocení vlivu parazitace na behaviorální charakteristiky hostitele v experimentálních podmínkách

Vliv glochidií na chování rybích hostitelů ve vztahu k možnostem jejich šíření byl sledovaný na základě dvou modelových druhů. Vzhledem k tomu, že podstatná část introdukce a dalšího šíření škeblice probíhá přes akvakulturu, byl jako jeden modelový druh zvolený kapr obecný, který se v podmínkách ČR chová v akvakultuře nejčastěji. Jako druhý modelový druh byl zvolený sumec velký, jehož migrační chování je v podmínkách ČR dobře popsáno. Sumec velký se zároveň rovněž běžně chová v akvakulturních podmínkách, i když počty odchovaných jedinců jsou násobně nižší než kapra. Nicméně vzhledem k velikosti těla nabízí sumec velkou plochu pro vývoj parazitických stádií mlžů.

Chování kapra obecného pod vlivem glochidií bylo sledováno v akvakulturních podmínkách. Pohyb ryb a jejich fyziologické parametry (spotřeba energie - EMG) byly sledovány pomocí radiotelemetrie (Lotek, Kanada). Sledování probíhalo kontinuálně pomocí stacionárního přijímače s dataloggerem a antén umístěných na břehu rybníka. Celkem bylo označeno a sledováno 17 jedinců kapra o průměrné hmotnosti 3 kg. Sledování proběhlo na přelomu srpna a září roku 2015. Celkem bylo získáno přes jeden milion záznamů o pohybu a spotřebě energie označených ryb. Z výsledků vyplývá, že ryby infikované glochidii měly vyšší spotřebu energie (Obr. 13; Adj. $P < 0.001$). I když ryby vykazovaly trendy v pohybové aktivitě mezi dnem a nocí (Obr. 13), tak se pravděpodobnost pohybu mezi infikovanými a neinfikovanými jedinci nelišila (Adj. $P > 0.24$). Na základě toho lze předpokládat, že vyšší spotřeba energie infikovaných ryb byla důsledkem přítomnosti glochidií v jejich organismu. Zároveň lze usuzovat, že glochidia neomezovala pohybovou aktivitu svého hostitele.



Obr. 13 EMG (spotřeba energie; obr. vlevo) a pravděpodobnost pohybu (obr. vpravo) infikovaných a neinfikovaných jedinců kapra obecného

Sledování behaviorálních charakteristik sumce velkého probíhalo v experimentálních podmínkách (Obr. 14). U celkem šedesáti juvenilních sumců byly sledovány parametry jako je pohybová aktivita a ochota objevovat nové prostředí (tzv. explorační chování). Infikovaní jedinci v prvních minutách sledování opouštěli úkryty dříve a projevovali tak tendenci rychleji objevovat neznámé prostředí (Adj. $P < 0.01$). Vzhledem k tomu, že rozdíl v chování po několika minutách sledování vymizel a zároveň nebyly nalezeny rozdíly v pohybové aktivitě mezi skupinami se lze domnívat, že intenzivnější explorační chování na počátku experimentu nemá na šíření woodiany pomocí jejího hostitele v říčním prostředí zásadní vliv.



Obr. 14: Juvenilní sumec velký v experimentálním prostředí

Lze shrnout, že přítomnost parazitických glochidií může mimo jiné ovlivnit explorační chování hostitelských druhů a zvýšit jejich energetickou spotřebu. Nicméně vliv glochidií na pohybovou aktivitu jako takovou není průkazný. Vzhledem k tomu lze konstatovat, že možnosti šíření škeblice pomocí hostitelů je vázaný na jejich přirozenou pohybovou aktivitu v době parazitace.

3.1.2 Analýza vlivu filtrační aktivity škeblice asijské na vodní prostředí

Škeblice asijská je z hlediska funkčního postavení v ekosystému odlišná od všech ostatních invazních druhů v ČR. Jedná se o filtrátora, který osídluje měkké substráty dna (na rozdíl od slávičky mnohotvárné, která potřebuje pevný substrát pro přichycení). Škeblice asijská má velkou filtrační schopnost a v prostředí funguje jako biofiltr, který převádí energii a materiál z vodního sloupce do zóny dna. Je možné předpokládat, že bude působit jako ostatní druhy invazních mlžů, kteří představují vysoce efektivní převaděč mezi planktonní a bentickou složkou ekosystému a mohou vyvolat zásadní změny v ekosystému, do kterého se rozšíří (Karatayev a kol. 2007). Tato metodika obsahuje první kvantifikaci filtrační aktivity škeblice a dále rešerši literatury z hlediska potenciálních dopadů filtrační aktivity na jednotlivé složky vodního prostředí.

3.1.2.1 Filtrační aktivita škeblice asijské

Kvantifikace filtrační aktivity škeblice byla provedena v laboratorních podmínkách podle standardních postupů používaných pro sladkovodní mlže (Pusch a kol. 2001). Vyhodnocení bylo paralelně provedeno i pro zástupce domácích druhů mlžů (velevrub nadmutý – *Unio tumidus*) pro možnost relativního porovnání. V laboratoři bylo připraveno 18 nádrží naplněných 7500 ml říční vody odebrané z řeky Lužnice (49.3114475N, 14.5022108E). Do všech nádrží byla umístěna čtvercová nádoba s říčním substrátem (velikost zrna 2-10mm) pro přirozenou stabilizaci mlžů. Bezprostředně po napuštění nádrží čerstvou říční vodou ($\text{pH} = 7.68$, $k = 257 \mu\text{S/cm}$, $\text{O}_2 = 8.65 \text{ mg/l}$, turbidita = 17.17 NTU, $\text{NL}_{105} = 23.6 \text{ mg/l}$, $\text{NL}_{550} = 10.35 \text{ mg/l}$) byl do šesti nádrží vložen jedinec škeblice (průměrná hmotnost 309.3g), do šesti nádrží jedinec v. nadmutého (průměrná hmotnost 49.9g) a 6 nádrží bylo ponecháno bez mlže jako kontrolní. Po aklimatizaci mlžů (30

min.) byly odebrány vzorky počáteční vzorky pro stanovení fyzikálně chemických parametrů, turbidity a koncentrace nerozpuštěných látek. Měření bylo opakováno po 60 minutách pro identifikaci úbytku nerozpuštěných látek. Na základě zjištěného úbytku nerozpuštěných látek v monitorovaném intervalu byla vypočítána intenzita odstraňování nerozpuštěných látek z vody (*retention rate*). Jedná se o hmotnost sušiny nerozpuštěných látek (DM) odstraněných z vody na gram živé hmotnosti mlže (WTM) za jednu hodinu ($\text{mg DM g WTM}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Dále byla stanovena intenzita filtrace (*clearance rate*). Jedná se o teoretický objem vyfiltrované vody na gram živé hmotnosti mlže za jednu hodinu ($\text{ml g WTM}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Výsledky měření byly porovnány s publikovanými údaji o filtrační aktivitě evropských druhů mlžů čeledi Unionidae a slávičky mnohotvárné.

Ze získaných dat vyplývá, že filtrační aktivita vztažená na objem biomasy je srovnatelná u škeblice jako u domácích druhů mlžů a asi 10x nižší než u slávičky mnohotvárné (Karatayev a kol. 1997). Stanovená hmotnost sušiny nerozpuštěných látek odstraněných z vody na gram živé hmotnosti škeblice za jednu hodinu byla $0.18 \text{ mg DM g WTM}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Intenzita filtrace (*clearance rate*), tedy teoretický objem vyfiltrované vody na gram živé hmotnosti škeblice za jednu hodinu byla $7.9 \text{ ml g WTM}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Přepočtení na filtrační aktivitu jedince umožnil stanovit, že průměrný objem přefiltrované vody na jednoho dospělého jedince škeblice je 58.9 litrů za 24 hodin. Vzhledem menší velikosti v. nadmutého byl u tohoto domácího druhu mlže zjištěn nižší objem přefiltrované vody (16.0 litrů za 24 hodin). Výsledky ukazují, že celkový objem přefiltrované vody populací škeblice může být významný při vysokých populačních hustotách. Při přepočtu na maximální uváděnou hodnotu biomasy (25 kg/m^2), je teoretický objem vody přefiltrované za 24 hodin až 4767 litrů na každý m^2 osídlené lokality. Při hustotách populace, které jsou nejčastěji zaznamenávány v rybničních nádržích v ČR ($0.1 - 10$ jedinců na 100 m^2), lze očekávat mnohem menší efekt. Například při hustotě populace 10 jedinců na 100 m^2 je objem vody přefiltrované za 24 hodin pouze 5.89 litrů/m^2 . Hustota populace na konkrétní lokalitě má tedy z hlediska ovlivnění vodního prostředí filtrační aktivitou škeblice zásadní význam.

3.1.3 Zhodnocení potenciálního vlivu škeblice na jednotlivé složky prostředí

Z výsledků kvantifikace filtrační aktivity škeblice vyplývá, že zejména vzhledem k objemu přefiltrované vody může při vysokých populačních hustotách dojít k významnému ovlivnění různých složek vodního prostředí. V následujícím textu jsou popsány možné efekty na jednotlivé složky prostředí na základě rešerše literatury o vlivu invazních druhů sladkovodních mlžů.

Abiotické parametry

Z hlediska abiotických parametrů vede filtrační aktivita invazních druhů mlžů ke zvýšení průhlednosti vody (prostupnosti světla), snižuje se koncentrace sestonu a organického materiálu ve vodě, snižuje se biologická spotřeba kyslíku (BSK), dochází ke zvýšení koncentrace amonných iontů, dusičnanů a fosfátů (Karatayev a kol. 2007). Dochází také ke zvýšení depozice sedimentu na dno nádrže a zvyšuje se zabahnění, které může být ještě výraznější u škeblice, než u mlžů kteří přisedají na pevné povrchy.

Fytoplankton

Invaze mlžů mohou vést ke snížení koncentrace fytoplanktonu a chlorofylu ve vodě. Redukce fytoplanktonu ale také záleží na složení společenstva fytoplanktonu a efekt tedy může být různý v různých nádržích (Raikow a kol. 2004). Vliv je také určován selektivním příjmem určitých skupin řas, případně změnou koncentrace živin. Například mlži rodu *Dreissena* mohou selektivně podporovat některé skupiny fytoplanktonu na úkor jiných (Vanderploeg a kol. 2001). Podobná selektivita byla zaznamenána i u mlžů čeledi Unionidae (Lopes-Lima a kol. 2014).

Makrofyta a perifiton

Zvýšená prostupnost světla způsobená filtrační aktivitou invazních mlžů, způsobuje zvýšený růst ponořených vyšších rostlin a nárostů řas. Zvyšuje se hloubka, do které mohou zasahovat a tedy celková plocha porostů (Karatayev a kol. 2007). Na rozdíl od invazních mlžů přisedajících na pevné povrchy (slávička) u škeblice nehrozí pozitivní vazba, kdy nové porosty makrofyt představují nové plochy pro uchycení dalších kolonií sláviček.

Zooplankton

Po příchodu invazního mlže většinou dochází ke snížení početnosti zooplanktonu. K úbytku dochází vlivem přímé kompetice o potravu (fytoplankton), případě i vlivem přímého odfiltrování malých korýšů a vířníků. Úbytek zooplanktonu může být také způsoben složitějšími interakcemi jako například zvýšenou predací zooplanktonu juvenilními rybami, jejichž početnost se může zvýšit po příchodu invazního mlže (Molloy a kol. 1997, Karatayev a kol. 2007).

Ryby

Vliv invazních druhů mlžů na ryby může být přímý a nepřímý. Přímý negativní vliv parazitických glochidií je specifikován v samostatné kapitole (3.1.1.). Pozitivní přímý vliv lze naopak předpokládat pro bentofágní (živící se organismy dna) ryby, protože velcí mlži jsou v juvenilním stádiu hojně využívanou potravou bentických ryb. V případě škeblice lze předpokládat, že její potravní využitelnost pro ryby přichází v úvahu v prvním až druhém roce života, než dosáhne rozměrů, přesahující predací možnosti ryb (již v 1. roce života může škeblice dosáhnout velikosti až 40 mm, Spyra a kol. 2012).

Ryby mohou být dále ovlivňovány invazními druhy mlžů nepřímo, prostřednictvím ostatních složek potravního řetězce (např. úbytek zooplanktonu) a změn vodního prostředí (viz předchozí body).

Parazité

Neexistují dosud žádné údaje o tom, že by škeblice sloužila jako přenašeč nebo mezipositel některých významných druhů parazitů. Studie z Polska (Cichy a kol. 2016) zaznamenala několik druhů komenzálů a parazitů. V rámci přípravy tohoto metodického dokumentu byl proveden screening přítomnosti parazitů na lokalitě Kyjovka (jedna z nejstarších lokalit výskytu druhu v ČR). Byla provedena pitva 60 jedinců škeblice z hlediska výskytu cercárií motolic. Ve dvou případech byl zaznamenán výskyt cercárií druhu *Rhipidocotyle campanula* v gonádách škeblice. Jedná se o druh, který se v podobné prevalenci vyskytuje i u domácích druhů mlžů v ČR. Vzhledem ke komplexnosti problematiky invazních druhů parazitů a hostitelských druhů, je obtížné predikovat potenciální efekt škeblice na dynamiku druhu *R. campanula*.

3.1.4 Další potenciální negativní vlivy

Kromě výše uvedených mechanismů negativního působení škeblice na nově osídlených lokalitách, lze identifikovat několik dalších potenciálních rizik.

3.1.4.1 Hromadné úhyny

Škeblice asijská může vytvářet velký objem biomasy na lokalitách a zároveň se často objevují případy hromadných úhynů jedinců (Bódis a kol. 2014). V případě úhynu jedinců dojde k náhlému uvolnění akumulovaných živin, což vede k prudkým změnám v kyslíkovém režimu, projevům akutní toxicity a dalším negativním dopadům na vodní prostředí. Negativní dopad hromadných úhynů škeblice byl zdokumentován také v rekreačních oblastech (jezero Balaton). Vzhledem k tomu, že po úhynu často dochází ke vznesení uhynulého jedince na vodní hladinu (vlivem akumulace plynů při rozkladu tkání) mají hromadné úhyny také negativní estetický dopad (Benko-Kiss 2012).

3.1.4.2 Konkurence s ohroženými druhy mlžů

Dosud nebyl ve větším měřítku studován vliv škeblice na populační dynamiku domácích druhů mlžů, ale několik různých zdrojů uvádí, že po příchodu škeblice došlo ke snížení početnosti populace nebo vymizení evropských druhů velkých mlžů (Benko-Kiss a kol. 2013, Paunovic a kol. 2006, Cappelletti a kol. 2009). Prvním konkrétním důkazem o negativním vlivu škeblice jsou výsledky nedávné studie testující křížovou rezistenci ryb vůči glochidiím, které jasně prokázaly, že škeblice asijská může konkurovat domácím druhům mlžů o rybí hostitele (Douda a kol. in print). Poté co byly ryby infikovány š. asijskou se významně snížila následná úspěšnost vývoje glochidií domácího druhu mlže (škeble říční) a podobný efekt lze očekávat i pro další domácí druhy mlžů. Kromě konkurence o hostitele lze ale také předpokládat další efekty a velmi pravděpodobná je zejména konkurence o potravu. Celkově lze považovat přítomnost škeblice na lokalitách ohrožených druhů mlžů za velmi problematickou a potenciálně rizikovou. Z hlediska stanovištních nároků pravděpodobně nehrozí, že by byl druh schopen přijít do kontaktu

s perlorodkou říční, ale potenciálně ohrožené jsou například některé lokality s výskytem velevruba tupého (včetně lokalit zařazených do soustavy Natura 2000). Společný výskyt škeblice a velevruba tupého byl například zaznamenán v řece Lužnici (Beran 2012).

4 Problematika prevence šíření a metod eliminace škeblice asijské v ČR

4.1 Strategie managementu

Vzhledem k pokročilosti současné fáze invaze škeblice v ČR a na základě zjištěných negativních efektů a mechanismů šíření lze doporučit stratifikovaný přístup pro řešení managementu druhu. Komplexní plošnou eradikaci druhu na území ČR lze považovat za nereálnou, neefektivní a rizikovou pro vodní prostředí, zejména domácí ohrožené druhy mlžů. Výběr konkrétního přístupu k managementu doporučujeme stanovit na základě charakteru vodního útvaru a hustoty populace škeblice:

Produkční rybniční nádrže

Doporučujeme minimalizovat pravděpodobnost zavlečení škeblice do nádrží zajištěním neinfikovaného zdroje násadových ryb. Zejména v líhních a nádržích pro komorování násad je zapotřebí kontrolovat a případně eliminovat výskyt škeblice. Pokud se pro tyto účely používají zemní nádrže, musí se v případě podezření na výskyt škeblice před vysazením ryb vyčistit, dezinfikovat a nejlépe i krátkodobě vysušit. V chovných rybnících je vhodné provádět pravidelnou kontrolu výskytu, případně početnosti populace škeblice hospodařícími subjekty. Populační hustoty škeblice v chovných rybnících dosahují většinou jen nízkých hodnot (0.1-10 jedinců/ 100 m²) a mají tak většinou zanedbatelných význam z hlediska filtrační aktivity a efektů parazitace. Na malých nádržích je možné aplikovat individuální sběr dospělců. Plošnou eliminaci (například zimováním nádrží) lze použít jen v případě, že se na lokalitě nevyskytují domácí ohrožené druhy mlžů. Vzhledem k častému společnému výskytu škeblice a chráněných druhů

mlžů je zapotřebí při eradikačních zásazích postupovat dle platné legislativy a konzultovat možné negativní dopady na zvláště chráněné druhy.

Komerční sféra a účelové chovy

Škeblice asijská je využívaným druhem v hobby sektoru (akvaristika, zahradní jezírka). Jedince škeblice lze zakoupit v některých kamenných obchodech a u internetových prodejců, ve většině případů bez informace že se jedná o v Evropě invazní a potenciálně nebezpečný druh. Tento současný stav je velmi rizikový z hlediska potenciálního šíření druhu na další lokality.

Doporučujeme regulaci prodeje nebo striktní dodržování pravidla, že zákazník bude informován o tom, že se jedná o potenciálně nebezpečný druh, který je zakázáno vypouštět do volné přírody.

Přehradní nádrže a volné tekoucí vody

Případná eradikace druhu je v tomto prostředí velmi obtížně realizovatelná. Doporučujeme minimalizovat pravděpodobnost zavlečení škeblice nevysazováním násadových ryb, které mohou být infikovány. Dále je vhodné provádět pravidelné mapování a monitoring výskytu druhu a v případě zjištěného výskytu informovat zainteresované skupiny (rybářské organizace, správce toku), aby nedocházelo k šíření druhu na další lokality. V případě provádění záchranných transferů mlžů (např. z důvodu snížení hladiny v průběhu oprav technických zařízení) je zapotřebí důsledně rozlišovat domácí druhy mlžů a š. asijskou.

Veškeré jedince škeblice je zapotřebí vyřadit ze záchranného transferu, nepřenášet na náhradní lokalitu a případně odstranit v souladu s platnými legislativními předpisy.

Vodní útvary se specifickým režimem ochrany (např. Evropsky významné lokality pro ochranu veverbů tupého)

Vzhledem k tomu, že škeblice může mít specifický vliv na zvláště chráněné druhy velkých mlžů (konkurence o rybí hostitele), je zapotřebí uplatnit diferencovaný přístup k výskytu tohoto invazního druhu na prioritních lokalitách ochrany. V případě zaznamenání škeblice na Evropsky

významné lokality velevruba tupého je potřeba individuálně posoudit možná rizika z hlediska konkurence s domácími druhy mlžů a případně připravit plán managementu pro danou lokalitu.

4.2 Metody včasné detekce výskytu a monitoring druhu na lokalitě

Systematické mapování a monitoring invazních druhů má zásadní význam pro možnosti včasného zásahu, prioritizaci managementu a analýzu průběhu invazí. V případě mapování/monitoringu škeblice lze využít několik základních metod detekce druhu na lokalitách s ohledem na podmínky prostředí a vývojovou fázi. Detekce výskytu dospělců se provádí pomocí standardních postupů používaných při vzorkování populací velkých mlžů (viz např. Cummings a kol. 2016) a vychází ze stávajících metod mapování výskytu mlžů v ČR (Beran 1998).

V mělkých vodních tocích je nejefektivnější metodika brodění (wading) s využitím akvaskopu (bathyscope, viewingbox) (Lamand a Beisel 2014). V případě vodních toků a nádrží s velkým zákalem vody je nutné tuto metodu kombinovat s detekcí jedinců hmatem (tactile searches) ve vybraných mikrohabitatech (Beran 1998). Vzorkování lze provádět ve vysokých brodicích kalhotách, optimální je použití suchého potápěčského obleku. Pro vyhledávání hmatem je vhodné použít tenké neoprenové rukavice. Tímto způsobem lze úspěšně vzorkovat plochy dna s maximální hloubkou cca 1.2 m, což je na většině lokalit v období minimálních zůstatkových průtoků dostatečné pro detekci druhu a zjištění hustoty populace. Vzorkování se provádí v 1-4 členné vzorkovací skupině (podle velikosti toku) postupem proti proudu broditelnou částí koryta toku, nebo okrajovou částí nádrže. Vzorkování na tocích je nutné provádět v období nízkých průtoků vody v závislosti na aktuální hydrologické situaci, kdy dochází ke zpřístupnění dnových habitatů a je nízký zákal vody. Vzorkování je prováděno plošnou nebo časovou metodou dle nároků na kvalitu dat. U rybníčních nádrží a nadezí s regulovatelnou hladinou je velmi efektivní provádět mapování/monitoring v období snížené hladiny vody.

Další možností detekce škeblice na lokalitě je identifikace v parazitickém stádiu vývoje.

Determinaci lze provést na základě morfologických znaků glochidií (viz kapitola 2.1), případně molekulárně-genetickými metodami (Zieritz a kol. 2012). Využití environmentální DNA pro detekci škeblice nebylo dosud použito ani testováno.

Podrobný návrh a specifikace systému vzorkování a je předmětem řešení projektu „Návrh systému mapování a monitoringu invazních druhů“ (Botanický ústav AV ČR, v. v. i.).

4.3 Prevence šíření

Vzhledem k tomu, že možnosti eradikačních metod jsou v některých typech prostředí velmi omezené, prevence šíření škeblice na nové lokality má zásadní význam pro celkový managementu invaze. V předchozích kapitolách byly identifikovány klíčové vektory šíření. Je možné shrnout, že jak přirozené mechanismy (migrace ryb), tak lidské činnosti (převoz rybích násad) mají hlavní význam pro nekontrolované šíření v podmínkách ČR. Vzhledem k povaze těchto vektorů je možné doporučit následující opatření ke zmírnění postupu invaze:

Samovolné šíření v říční síti:

V říční síti je možné ve specifických případech krátkodobě využívat efekt stávajících migračních bariér pro uzavření přístupu škeblice do zranitelných lokalit s nežádoucím výskytem. Spontánní šíření škeblice přirozenou migrací ryb v říční síti ale není reálné tímto způsobem plošně omezovat vzhledem k tomu, že pozitiva z migračně propojené říční sítě většinou převažují nad teoretickou možností zabránit v postupu druhu na výše položený úsek vodního toku. Vzhledem k tomu, že škeblice využívá jako své hostitele téměř veškeré rybí druhy, není možné charakterizovat konkrétní doporučení pro omezení přenosu škeblice konkrétními druhy ryb. V případě chovných a produkčních nádrží lze předpokládat pozitivní efekt opatření proti úniku chovaných druhů ryb do říční sítě.

Člověkem zprostředkované šíření:

Člověkem zprostředkované šíření má nepochybně velmi významnou roli pro postup invaze škeblice v ČR (viz kapitola 2.4.1). Násadové ryby mohou být infikovány škeblicí zejména v letním období, ale v menší míře i na jaře a na podzim. Popsaný mechanismus převozu rybích násad na velké vzdálenosti, tak vytváří ideální podmínky pro šíření druhu mezi hospodařícími subjekty i do volných vod. S ohledem na navrhovanou strategii managementu (viz kapitola 4.1)

doporučujeme jako vhodná preventivní opatření v maximální míře dbát při převozu ryb na vyloučení možnosti osídlení parazitickými larvami. Toto je možné zajistit dobrou znalostí lokality zdroje vysazovaných ryb v návaznosti na mapování výskytu druhu, případně organizačními opatřeními při převozu. Vzhledem k tomu že vývoj parazitických larev v letním období je relativně krátký (4-20 dní), lze zajistit přechodným umístěním ryb do kontrolované nádrže odpadnutí veškerých larev před vysazením ryb na cílovou lokalitu. Účinek tohoto postupu je ovšem nutné ověřit (vizuální kontrolou ryb pod stereoskopickým mikroskopem), zejména při nižších teplotách na jaře a na podzim, kdy se významně prodlužuje doba parazitace larev.

4.4 Metody eradikace druhu

Eradikace, neboli kompletní odstranění druhu z lokality, znamená v případě škeblíce zejména eliminaci volně žijících jedinců a zároveň vyloučení přetrvání populace ve stádiu parazitických larev na hostitelských rybách. Existuje málo publikovaných údajů o úspěšné eradikaci populace škeblíce.

Individuální sběr jedinců

Manuální sběr jedinců je proveditelný u menších a zcela vypustitelných nádrží s pevným dnem písčitého nebo kamenitého charakteru. U nevypustitelných nádrží, nebo nádrží s bahnitým dnem je individuální sběr jedinců málo efektivní vzhledem k velkému podílu populace, která je zahrabána v sedimentu. Výhodou manuálního sběru je možnost rozlišení invazního druhu od případného výskytu zvláště chráněných druhů mlžů. Při jedné kampani je nereálné odstranit veškeré jedince a je tedy dobré sběr opakovat několik sezón po sobě. Metoda je velmi časově náročná a lze ji obtížně realizovat na velkých nádržích a většině vodních toků.

Chemická dezinfekce nádrže

Účinnost působení chemických prostředků používaných pro dezinfekci nádrží v akvakultuře a rybářské produkci (např. pálené vápno - CaO , dusíkaté vápno - CaCN_2) nebyla dosud testována z hlediska účinnosti na š. asijskou. Při aplikaci látky na dno a v kombinaci s krátkodobým vysušením, případně promícháním sedimentu, lze očekávat vysokou účinnost, zejména na

juvenilní stádia mlže. Oproti tomu lze předpokládat, že účinnost látek tradičně využívaných pro desinfekci nádrží může být omezena možností dospělců se uzavřít a zahrabat do sedimentu. Z USA je uváděn případ úspěšné eradikace škeblíce pomocí pesticidu rotenone (Benson 2015). Obecně lze považovat použití moluskocidů za problematické z hlediska očekávaných přínosů a rizika zasažení necílových organismů.

Krátkodobé vysušení nádrže

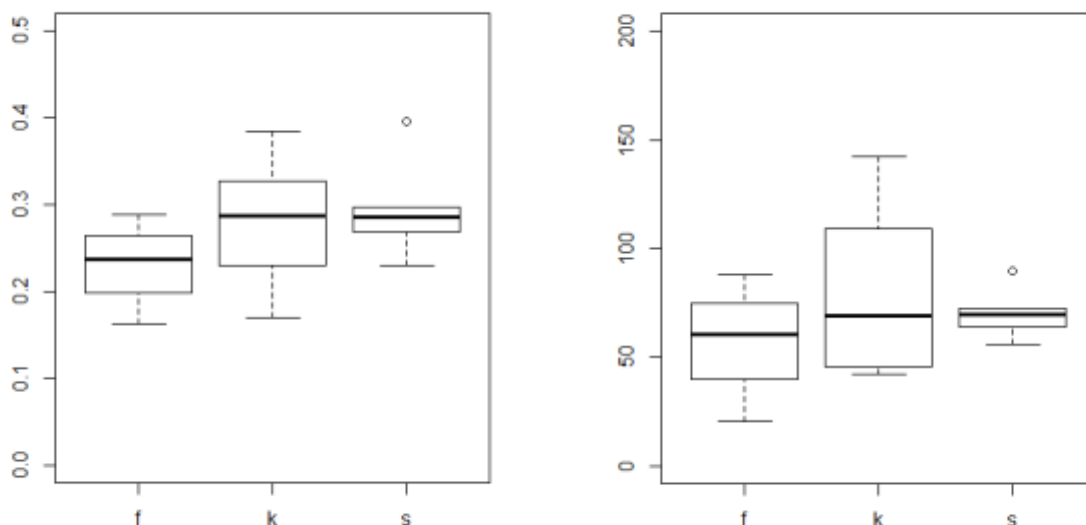
Krátkodobé vysušení nádrže v kombinaci s manuálním sběrem jedinců, případně lokální dezinfekcí dna lze považovat za nejúčinnější metodu eradikace druhu z produkční rybniční nádrže. Potřebná doba vysušení závisí na charakteru dna a teplotě: měkké dno, vysoká vlhkost sedimentu a nízká teplota umožňují přežívání dospělců v rybničním dně i po dobu několika měsíců. Účinnost opatření je tedy nutné kontrolovat a přizpůsobit místním podmínkám.

Parazitické stádium - ověření účinnosti antiparazitních koupelí

V rámci přípravy metodického dokumentu bylo provedeno pilotní ověření odolnosti parazitujících glochidií vůči modelovým antiparazitním koupelím.

Hostitelské ryby (jelec tloušť, průměrná délka těla 76 mm, hmotnost 6.0 g) infikované glochidii škeblíce (průměrná intenzita infikace 252 glochidií/gram) byly monitorovány v individuálním systému z hlediska průběhu a úspěšnosti metamorfózy glochidií škeblíce (teplota vody 19 °C). Z ryb byly vyčleněny tři skupiny po 6 jedincích, z nichž jedna skupina byla 24 hodin po infikaci přeléčena roztokem NaCl (20 g /l, expozice 25 minut), druhá skupina roztokem 40% formaldehydu (0.25 ml/l, expozice 30 minut) a třetí skupina byla kontrolní bez expozice. Následně byly ryby navraceny do monitorovacího systému a po dobu 14 dní monitorovány z hlediska úspěšnosti vývoje glochidií standardními metodami (Douda a kol. 2012). Výsledky ukázaly, že úspěšnost vývoje glochidií nebyla referenčními koupelemi nijak ovlivněna. Nedošlo ke snížení početnosti parazitujících glochidií ani podílu úspěšně vyvinutých juvenilních jedinců škeblíce (Obr. 15).

Odolnost glochidii je velmi vysoká, z praktického hlediska je pravděpodobně nereálné využívat standardní antiparazitní koupele pro eliminaci glochidii.



Obr. 15 Výsledky testování odolnosti glochidií škeblíce proti modelovým antiparazitním koupelím (f: formaldehyd - CH_2O , k: kontrolní skupina, s: chlorid sodný – NaCl). Zobrazena je úspěšnost metamorfózy glochidií (podíl na celkovém počtu přichycených) (vlevo) a celkový počet úspěšně vyvinutých juvenilních jedinců (vpravo) na jednotlivých rybách.

4.5 Rizika spojená s eradikací škeblíce

Hlavní riziko spojené s eradikací invazního druhu je potenciální zasažení necílových organismů, zejména ohrožených druhů mlžů čeledi Unionidae. Vzhledem k podobné ekologii a stanovištním nárokům několika druhů, se často domácí mlži vyskytují na lokalitě společně se š. asijskou. Při individuálním sběru jedinců tak hrozí záměna druhů a sběr je tedy náročný na kvalifikaci pracovníků. K této situaci může snadno dojít zejména při záchranných transferech mlžů, v rámci kterých je potřeba rozlišit domácí druhy mlžů od nepůvodního. Dalším problémem jsou pak rizika plošných metod eradikace druhu, vzhledem k tomu, že tyto metody působí na velké mlže neselektivně. Před každým prováděným zásahem proti škeblíce je nutné odborné posouzení efektivity a nutnosti zásahu a vyloučení možných rizik pro necílové organismy.

5 Závěr

Na základě nově zjištěných a publikovaných údajů bylo možné identifikovat hlavní mechanismy šíření a rizika výskytu škeblice v České republice. Vzhledem k pokročilosti současné fáze invaze škeblice v lze doporučit stratifikovaný přístup pro řešení managementu druhu. Analýza možností prevence a eliminace druhu ukázala klíčové oblasti, na které je potřeba zaměřit pozornost z hlediska předcházení případných škod. Předkládaný metodický dokument umožní efektivní rozhodování a management tohoto invazního druhu na území České republiky.

6 Poděkování

Děkujeme všem kolegům, kteří na realizaci experimentální části metodiky spolupracovali: Věra Plechingerová, Iva Langrová, Kateřina Rylková, Robert Šmejkal, Tereza Míčová, Zuzana Čadková a další. Metodika byla zpracována za finanční podpory TA ČR (www.tacr.cz; projekt TB020MZP041). Analýza vlivu glochidií na fyziologii rybího hostitele byla realizována ve spolupráci s projekty GAČR (13-05872S), CENAKVA (č. CZ.1.05/2.1.00/01.0024) a CENAKVA II (č. LO1205, NPU I program).

7 Použitá literatura

- Benko-Kiss, A. (2012). The invasive Chinese pond mussel (*Sinanodonta woodiana*, Lea, 1834) as a danger for waterside tourism. *Agricultural Management/Lucrari Stiintifice Seria I, Management Agricol*, 14(4).
- Benkő-Kiss, Á., Ferincz, Á., Kováts, N., & Paulovits, G. (2013). Spread and distribution pattern of *Sinanodonta woodiana* in Lake Balaton. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 408, 09.

- Benson, A. J. 2015. *Sinanodonta woodiana*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida.
- Beran, L. (1997). First record of *Sinanodonta woodiana* (Mollusca: Bivalvia) in the Czech Republic. Acta Soc. Zool. Bohem, 61, 1-2.
- Beran L. (1998): Vodní měkkýši ČR. 1. vydání, Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 17, Vlašim: ZO ČSOP, Vlašim, 113 stran.
- Beran, L. (2008) Expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) in the Czech Republic, 3, 1, 91-94.
- Beran, L. (2012). Vodní malakofauna dolního toku Lužnice se zaměřením na stav populace velevrubu tupého (*Unio crassus*). Malacologica Bohemoslovaca, 11: 13-21.
- Berni, P., S. Bitossi, M. Salvato, M. Orlandi, J. Salviati, M. Silvestri, P. Megale, P. Orlandi, and R. Billiard. 2004. Pages 179-185 in Valorizzazione del territorio attraverso produzioni alternative di perle di acqua dolce di elevata qualità. Con tecniche di policoltura ecosostenibile. International Workshop “Tinca e acquacoltura nelle acque interne”, Ceresole d’Alba, Italy.
- Bódis, E., Tóth, B., & Sousa, R. (2014). Massive mortality of invasive bivalves as a potential resource subsidy for the adjacent terrestrial food web. Hydrobiologia, 735(1), 253-262.
- Boukal, D. S., Jankovský, M., Kubečka, J., & Heino, M. (2012). Stock–catch analysis of carp recreational fisheries in Czech reservoirs: Insights into fish survival, water body productivity and impact of extreme events. Fisheries Research, 119, 23-32.
- Cichy, A., Urbańska, M., Marszewska, A., Andrzejewski, W., & Żbikowska, E. (2016). The invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) as a host for native symbionts in European waters. Journal of Limnology.
- Cummings, K. S., Jones, H. A., & Lopes-Lima, M. (2016). Rapid Bioassessment Methods for Freshwater Molluscs. Core Standardized Methods, 186.
- Douda, K., Vrtílek, M., Slavík, O., & Reichard, M. (2012). The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. Biological Invasions, 14(1), 127-137.

- Douda K, Velíšek J, Kolářová J, Rylková K, Slavík O, Horký P, Langrová I. (in press) Direct impact of invasive bivalve (*Sinanodonta woodiana*) parasitism on freshwater fish physiology: evidence and implications. Biological Invasions. DOI: 10.1007/s10530-016-1319-7
- Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., ... & Sorte, C. J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. Nature Communications, 7.
- He, J., & Zhuang, Z. (2013). Zhong Guo Dan Shui Shuang Ke Gang: The Freshwater Bivalves of China. ConchBooks.
- Horký, P. Douda, K., Maciak, M. Závřka, L., Slavík, O. 2014. Parasite-induced alterations of host behaviour in a riverine fish: the effects of glochidia on host dispersal. Freshwater Biology, 59: 1452–1461.
- Kalous, L., Daněk, T., Romočuský, Š., Petrtyl, M., Rylková, K., Knytl, M., & Krajáková, L. (2010). Ichthyofauna of a small stream in the upper Elbe basin, Central Bohemia: impact of ponds on fish species composition. Bulletin-VÚRH Vodňany, 46(4), 5-12.
- Kalous, L., Musil, J., Petrtyl, M., Vajglová, T., Romočuský, Š., & Bušta, L. (2013). The danger in the anglers' bucket: qualitative and quantitative insight into bait fish market in Prague (Czech Republic). Acta Soc Zool Bohem, 77, 27-35.
- Karatayev, A.Y, Burlakova, L.E., Padilla, D.K. (1997) The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in eastern Europe. Journal of Shellfish Research 16: 187-203.
- Karatayev, A. Y., Boltovskoy, D., Padilla, D. K., & Burlakova, L. E. (2007). The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. Journal of Shellfish Research, 26(1), 205-213.
- Kolářová J., Velíšek, J. (2012) Stanovení a vyhodnocení biochemického profilu krve ryb. FROV JU Vodňany, Metodika č. 135, 54 stran
- Kraszewski, A. (2007). The continuing expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834)(Bivalvia: unionidae) in Poland and Europe. Folia Malacologica, 15(2).

- Kraszewski, A., & Zdanowski, B. (2007). *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834)(Mollusca)- A new mussel species in Poland: Occurrence and habitat preferences in a heated lake system. Polish Journal of Ecology, 55(2), 337-356.
- Lamand, F., & Beisel, J. N. (2014). Comparison of visual observation and excavation to quantify density of the endangered bivalve *Unio crassus* in rivers of north-eastern France. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, (413), 11.
- Lavery, C., Nentwig, W., Dick, Jaimie T.A., and Lucy, F.E. (2015) Alien aquatics in Europe: assessing the relative environmental and socioeconomic impacts of invasive aquatic macroinvertebrates and other taxa. Management of Biological Invasions, 6 (4), pp. 341-350.
- Lopes-Lima, M., Lima, P., Hinzmann, M., Rocha, A., & Machado, J. (2014). Selective feeding by *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1771): The effects of seasonal changes and nutritional demands. Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters, 44, 18-22.
- Lopes-Lima, M., R. Sousa, J. Geist, D. C. Aldridge, R. Araujo, J. Bergengren, Y. Bernal, E. Bódis, L. Burlakova, D. Van Damme, K. Douda, E. Froufe, D. Georgiev, C. Gumpinger, A. Karatayev, U. Kebapçı, I. Killeen, J. Lajtner, B. M. Larsen, R. Lauceri, A. Legakis, S. Lois, S. Lundberg, E. Moorkens, G. Motte, K. O. Nagel, P. Ondina, A. Outeiro, M. Paunovic, V. Prié, T. von Proschwitz, N. Riccardi, M. Rudzite, M. Rudzitis, C. Scheder, M. Seddon, H. Şereflişan, V. Simić, S. Sokolova, K. Stoeckl, J. Taskinen, A. Teixeira, F. Thielen, T. Trichkova, S. Varandas, H. Vicentini, K. Zajac, T. Zajac and S. Zogaris (2016). Conservation status of freshwater mussels in Europe: State of the art and future challenges. Biological Reviews.
- Mehta, S. V., Haight, R. G., Homans, F. R., Polasky, S., & Venette, R. C. (2007). Optimal detection and control strategies for invasive species management. Ecological Economics, 61(2), 237-245.
- Molloy, D. P., A. Y. Karatayev, L. E. Burlakova, D. P. Kurandina & F. Laruelle. 1997. Natural enemies of zebra mussels: predators, parasites, and ecological competitors. Rev. Fish. Sci. 5:27-97.

- Musil, J., Adámek, Z., & Baranyi, C. (2007). Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal. *Aquaculture International*, 15(3-4), 217-226.
- Packet, J., T. Van den Neucker, and R. Sablon. 2009. Distribution of the Chinese pond mussel, *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Flanders (Belgium): ready for the invasion? Research Institute for Nature and Forest, Brussels, Belgium. Available: http://ias.biodiversity.be/meetings/200905_science_facing_alien/poster_21.pdf. (September 2015).
- Paunovic, M., Csányi, B., Simic, V., Stojanovic, B., & Cakic, P. (2006). Distribution of *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) in inland waters of Serbia. *Aquatic Invasions*, 1, 154–160.
- Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, Šanda R, Šefrová H, Šíma J, Vohralík V, Pyšek P (2016) Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1-37.
- Pusch, M., Siefert, J., & Walz, N. (2001). Filtration and respiration rates of two unionid species and their impact on the water quality of a lowland river. In *Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida* (pp. 317-326). Springer Berlin Heidelberg.
- Randák, T. a kol. 2013. *Rybářství ve volných vodách*. Vodňany. 438 s., ISBN 978-80-87437-50-6
- Spyra, A., Strzelec, M., Lewin, I., Krodkiewska, M., Michalik-Kucharz, A., & Gara, M. (2012). Characteristics of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) Populations in Fish Ponds (Upper Silesia, Southern Poland) in Relation to Environmental Factors Abstract. *International Review of Hydrobiology*, 97(1), 12-25.
- Treasurer JW, Turnbull T (2000) The pathology and seawater performance of farmed Atlantic salmon infected with glochidia of *Margaritifera margaritifera*. *J Fish Biol* 57:858–866.
- Vanderploeg, H. A., J. R. Liebig, W. W. Carmichael, M. A. Agy, T. H. Johengen, G. L. Fahnenstein & T. F. Nalepa. 2001. Zebra musel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration

- promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58:1208–1221.
- von Proschwitz T (2006) Faunistical news from the Göteborg Natural History Museum 2005 – snails, slugs and mussels – *Bithynia transsilvanica* (E. A. Bielz) refound in Sweden - *Sinanodonta woodiana* (Lea) – for Sweden new fresh water mussel. Göteborg Naturhistoriska Museum Årstryck 2006: 39–70
- Ward, J. M., & Ricciardi, A. (2007). Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. Diversity and Distributions, 13(2), 155-165.
- Watters, G. T. 1997. A synthesis and review of the expanding range of the Asian freshwater mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). The Veliger 40:152-156.
- Yin F, Gong Q, Li Y et al (2014) Effects of *Cryptocaryon irritans* infection on the survival, feeding, respiratory rate and ionic regulation of the marbled rockfish *Sebastiscus marmoratus*. Parasitology 141:279–286.
- Yin F, Sun P, Tang B et al (2015) Immunological, ionic and biochemical responses in blood serum of the marine fish *Trachinotus ovatus* to poly-infection by *Cryptocaryon irritans*. Exp Parasitol 154:113–117.
- Zieritz, A., Gum, B., Kuehn, R., & Geist, J. (2012). Identifying freshwater mussels (Unionoida) and parasitic glochidia larvae from host fish gills: a molecular key to the North and Central European species. Ecology and evolution, 2(4), 740-750.
- Ženíšková, H., Chalupa, P. (2015). Situační a výhledová zpráva ryby. MZe (www.eagri.cz)



Příloha č. 1a Přehled 8 druhů mlžů čeledi Unionidae, které se vyskytují v České republice.

Program **Beta** T A
Č R

velevrub tupý (*Unio crassus*)
§ NATURA 2000
Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*)

velevrub malířský (*Unio pictorum*)
§
§ NATURA 2000

velevrub nadmutý (*Unio tumidus*)

škeble rybníčná (*Anodonta cygnea*)
§

škeble říční (*Anodonta anatina*)

škeblička plochá (*Pseudanodonta complanata*)

INVAZNÍ NEPŮVODNÍ DRUH

škeblice asijská (*Sinanodonta woodiana*)

10 cm

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů



Příloha č. 1b Determinační klíč velkých mlžů, kteří se vyskytují v České republice

