

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4106 Zemědělská specializace

Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů

Katedra: Katedra biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Stav a role invazního mlže slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*) ve vodárenské nádrži Želivka**

Vedoucí diplomové práce: Mgr. Milan Říha, Ph.D

Konzultant diplomové práce: Mgr. Michal Berec, Ph.D

Autor diplomové práce: Bc. Martina Merzová

České Budějovice, 2017

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Martina MERZOVÁ**  
Osobní číslo: **Z15431**  
Studijní program: **N4106 Zemědělská specializace**  
Studijní obor: **Biologie a ochrana zájmových organismů**  
Název tématu: **Stav a role invazního mlže slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*) ve vodárenské nádrži Želivka**  
Zadávací katedra: **Katedra biologických disciplin**

### Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

1. Literární rešerše o životních charakteristikách sláviček (životní cyklus, prostorová distribuce, potrava, filtrační kapacita) a jejich vlivu na ostatní složky sladkovodního ekosystému.
2. Terénní průzkum distribuce sláviček a sběr materiálu (sláviček) na nádrži Želivka.
3. Vyhodnocení populačních charakteristik sláviček v nádrži v závislosti na vertikálním (hloubka) a horizontálním gradientu (přítok-hráz) a dalších faktorech prostředí
4. Výpočet filtrační kapacity sláviček v různých částech nádrže a potenciálního vlivu sláviček na další složky ekosystému nádrže.

Rozsah grafických prací: 10

Rozsah pracovní zprávy: 30

Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

Strayer D.L. (2008) Freshwater mussel ecology. Freshwater Ecology Series. University of California Press.

Keller R.P., Lodge D.M., Lewis M.A., Shogren J.F. (2009) Bioeconomics of invasive species: integrating ecology, economics, policy, and management. Oxford University Press.

Nalepa T.F., Schloesser D.W. (1993) Zebra mussels: Biology, impacts, and control. CRC Press.

Vedoucí diplomové práce: Mgr. Milan Říha, Ph.D.

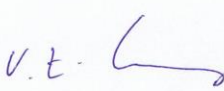
Katedra biologie ekosystémů

Konzultant diplomové práce: Mgr. Michal Berec, Ph.D.


Katedra biologických disciplin

Datum zadání diplomové práce: 18. února 2016

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2017

  
prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., dr. h. c.  
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA <sup>®</sup>  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
L.S.  
atudijní oddělení  
Studentské 1898, 370 06 České Budějovice

  
doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.  
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 15. března 2016

### **Prohlášení:**

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to- v nezkrácené podobě- v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou - elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum: 21. 4. 2017

Podpis:

### **Poděkování:**

Ráda bych poděkovala Mgr. Milanovi Říhovi Ph.D za vedení diplomové práce, podporu, rady a trpělivost. Dále bych ráda poděkovala RNDr. Petrovi Blabolilovi a Mgr. Michalovi Berecovi Ph.D. V neposlední řadě patří můj velký dík rodině a přátelům.

## **Abstrakt**

Práce je zaměřena na stav a roli slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*) ve vodní nádrži Želivka. V její rešeršní části jsou shrnuty základní životní charakteristiky slávičky mnohotvárné a její vliv na vodní ekosystém. Současné poznatky o tomto invazním mlži ukazují, že její přítomnost ve vodní nádrži má jisté výhody, ale i nevýhody. Hlavní výhodou je, že slávička, jako filtrátor, zvyšuje průhlednost vody a poskytuje potravu pro živočichy žijící ve vodním prostředí, nebo v jeho blízkosti. Nevýhody jsou pak především z pohledu ekonomického, kdy slávička ucpává potrubí a tak brání průtoku vody, přichycuje se na signální bóje, rybářské sítě a přichycuje se také na trupy lodí, které mohou být napadeny i zevnitř.

V terenní části práce byla vzorkována populace slávičky v různých částech nádrže a byly určovány následující parametry (teplotní a kyslíková stratifikace, pokryvnost sláviček na substrátu, pokryvnost sláviček v závislosti na hloubce a substrátu, délka lastur v závislosti na horizontálním a vertikálním gradientu, filtrační kapacita a objemová rychlost sláviček). Výsledky ukázaly, že na jejich výskyt a velikost lastur má vliv jak horizontální, tak i vertikální gradient. Slávičky se vyskytují nejvíce v hloubce 1-9 m, na skalnatém, či kamenitém substrátu. Největší výskyt byl zjištěn na lokalitě Hráz a Budeč, kde je voda méně eutrofizovaná, než na Zahrádce. Na základě těchto parametrů a literárních údajů byla vypočítána hypotetická filtrační kapacita sláviček a diskutován jejich možný vliv na některé složky ekosystému nádrže.

**Klíčová slova:** slávička, filtrace, substrát, hloubka

## **Abstract**

The work is focused on the status and role of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in the water reservoir Želivka. Literature review summarizes the basic characteristics of living zebra mussels and its impact on the aquatic ecosystem. Current knowledge about this invasive bivalves show that its presence in the water reservoir has certain advantages, but also disadvantages. The main advantage is that zebra as filtrator, increases the transparency of the water and provides food for the animals living in the aquatic environment, or in its vicinity. Disadvantages are then mainly from the economic point of view, the zebra clogs pipes and thus prevents water flow and attached to marker buoys, fishing nets and attaches to the hulls of ships that can be attacked from the inside.

In field part population of zebra mussels was sampled in different parts of the reservoir and identified following parameters (temperature and oxygen stratification, coverage to substrate coverage depending on the depth and the substrate, the length of shells according to the horizontal and vertical gradient filtering capacity and the volume rate). The results showed that the incidence and size of shells affects both horizontal and vertical gradient. Zebra mussels occur most depth 1-9 m on rocky, or stony substrate. The greatest incidence was found at Budeč and at Hráz, where the water is less eutrophic than the Zahrádka. Based on these parameters, and literature data was calculated hypothetical filter capacity and discussed its possible impact on the ecosystem components of the reservoir.

**Key words:** zebra mussel, filtration, substrate, depth

## Obsah

1.	Úvod.....	10
2.	Literární rešerše.....	12
2.1	Taxonomická klasifikace slávičky mnohotvárné .....	12
2.2	Anatomie a morfologie.....	12
2.2.1	Tvar lastury .....	12
2.2.2	Anatomie.....	13
2.3	Rozmnožování.....	14
2.4	Životní cyklus.....	16
2.5	Disperzní mechanismy .....	17
2.6	Historická expanze .....	18
2.6.1	Evropa.....	19
2.6.2	Severní Amerika .....	20
2.6.3	Česká republika.....	21
2.7	Potrava.....	22
2.8	Filtrace.....	23
2.9	Vliv faktorů na reprodukci, růst a přežití slávičky.....	25
2.9.1	Teplota .....	25
2.9.2	Vápník a pH.....	26
2.9.3	Roční období.....	27
2.9.4	Kyslík.....	27
2.9.5	Substrát .....	27
2.9.6	Hloubka.....	29
2.9.7	Kalnost vody .....	29
2.9.8	Jezero versus nádrž .....	30
2.9.8.1	Jezera.....	30
2.9.8.2	Vodní nádrže.....	31



2.10	Vliv na ostatní složky vodního ekosystému .....	32
2.10.1	Ekologické dopady.....	33
2.10.2	Kvalita vody.....	34
2.10.3	Fytoplankton a zooplankton.....	35
2.10.4	Společenstvo bezobratlých.....	36
2.10.5	Toxické látky .....	37
2.10.6	Ekonomické dopady.....	38
2.11.	Kontrola .....	39
2.10.7	Chemická kontrola .....	39
2.10.8	Nechemická kontrola .....	40
2.10.9	Predátoři slávičky mnohotvárné .....	40
3.	Metodika .....	42
3.1	Želivka.....	42
3.2	Sběr materiálu.....	43
3.3	Teplotní stratifikace.....	43
3.4	Laboratorní práce .....	43
3.5	Statistické vyhodnocení populační charakteristiky .....	44
3.6	Objemová rychlost a filtrační kapacita.....	44
4.	Výsledky .....	45
4.1	Teplotní a kyslíková stratifikace .....	45
4.2	Délka lastury – vliv lokality a hloubky .....	46
4.3	Pokryvnost sláviček na substrátu .....	47
4.4	Pokryvnost sláviček v závislosti na hloubce a substrátu.....	49
4.5	Porovnání celkové pokryvnosti sláviček v roce 2014 a 2016 .....	50
4.6	Filtrační kapacita (FR) a objemová rychlost (CR).....	51
5.	Diskuze.....	52
6.	Závěr .....	57
7.	Literatura.....	58

8.	Přílohy .....	66
----	---------------	----

## 1. Úvod

Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*), známý invazní druh, pocházející z Kaspického a Černého moře, se díky rozmachu lodní dopravy dostala do Severní Ameriky a Evropy (McMahon, 1996). Její schopnost invadovat na rozsáhlá území je možné vysvětlit několika vlastnostmi, kterými slávička disponuje, konkrétně: vysoká environmentální tolerance, vysoká genetická variabilita a fylogenetická plasticita, rychlý růst, vysoká plodnost a schopnost znovu osídlit již dříve kolonizované stanoviště a následné obnovení populační hustoty (Lucy, 2005).

Její invaze do nových oblastí je často spojena s rozsáhlými dopady na ekosystém postižených vodních těles i na jejich funkci pro lidské využití a působí tak značné ekologické i ekonomické škody (Minchin a kol., 2002). Není proto divu, že tomuto živočichu a jeho dopadům na ekosystém byla věnována velká pozornost a mnoho prací se zaměřilo na mnoho aspektů života a jejího vlivu na ekosystém.

Slávička mnohotvárná invadovala i do českých vod. Avšak míra a dopad invaze tohoto druhu v českých vodních útvarech je prozatím poměrně dosti opomíjen a studií o jeho vlivu na konkrétních lokalitách je prozatím velmi málo (Müllerová, 2009; Borunský, 2015). V roce 2004 byla slávička pracovníky Hydrobiologického ústavu detekována i na vodní nádrži Želivka (Švihov) a dle pracovníků povodí se na této lokalitě vyskytovala již řadu let před tím a ve značných počtech porůstala podvodní zařízení. Je zřejmé, že slávička by tak mohla mít vliv na ekosystém i tohoto významného vodního zdroje. Pro takovéto hodnocení je však nutná znalost populačních charakteristik tohoto mlže v nádrži a ty nejsou k dispozici. Tato práce se tak zaměřuje na zjištění některých populačních charakteristik slávičky mnohotvárné v nádrži Želivka a hodnocení jejího potenciálního vlivu na ekosystém nádrže.

Cíle práce:

- Literární rešerše o životních charakteristikách slávičky
- Terénní průzkum distribuce slávičky a sběr materiálu (sláviček) v nádrži Želivka
- Vyhodnocení populačních charakteristik slávičky v nádrži v závislosti na vertikálním (hloubka) a horizontálním (přítok – hráz) gradientu a dalších faktorech prostředí
- Výpočet filtrační kapacity slávičky v různých částech nádrže a stanovení potenciálního vlivu sláviček na další složky ekosystému nádrže

## 2. Literární rešerše

### 2.1 Taxonomická klasifikace slávičky mnohotvárné

Slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*) byla pojmenována podle klikatých (zebrovaných) pruhů na lasturách, které tvoří různé vzory, či tvary. Slávičku řadíme mezi mlže a přesné taxonomické zařazení je následující: kmen: Mollusca (Linnaeus, 1758), třída: Bivalvia (Linnaeus, 1758), podtřída: Heterodonta (Neumayr, 1884), řád: Veneroida (Adams, 1856), čeleď: Dreissenidae (Gray, 1840), rod: *Dreissena* (van Beneden, 1835), druh: *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), poddruh: *Pontodreissena*.

### 2.2 Anatomie a morfologie

#### 2.2.1 Tvar lastury

Slávičky jsou mlži s výraznou bilaterální symetrií a jejich lastura je dvoustranně souměrná. Plášť tvoří dva laloky, z nichž každý vylučuje jednu lasturu. Lastury jsou spojeny zámekem, vazy a silnými svaly. Na vnějšku je v přední části anteriorně situovaný ostroúhlý vrchol (umbo). Ventrální strana je zploštělá, s ostrým laterálně-ventrálním úhlem a konkávním spodním okrajem. Tento tvar umožňuje slávičce dobré přichycení na hrubém substrátu. Na vnitřní straně se u zámku slávičky nevyskytují zuby (Pathy a Mackie, 1991; Claudi a Mackie, 1994). Ultrastruktura lastury je tvořena: vnější křížovou lamelární strukturou a vnitřní komplexní křížovou lamelární strukturou, mezi nimiž se nachází slabé hranolovité paliální myostrakum (Pathy a Mackie, 1991). S okolním prostředím je vnitřek lastury spojen třemi otvory, a to otvorem přijímacím, vyvrhovacím a otvorem, kterým mlž vysouvá svalnatou nohu. Průměrná délka těla slávičky je 2,3-2,5 cm, ale lze se setkat i s jedinci s délkou těla okolo 4 cm (Claudi a Mackie, 1994).

Barvy a vzory lastury se mohou významně lišit. Sergejevová (2008) zjistila, že fenotypová struktura populace je ovlivněna jak biotopní charakteristikou, tak geografickou polohou. Podél toku řeky Volhy bylo zaznamenáno šest hlavních fenotypů, které s odlišnou četností a v různém vzájemném poměru tvoří pět hlavních populačních skupin (Smirnovová a kol., 1993). Tento vzorec odhaluje širokou škálu polymorfů lastur.

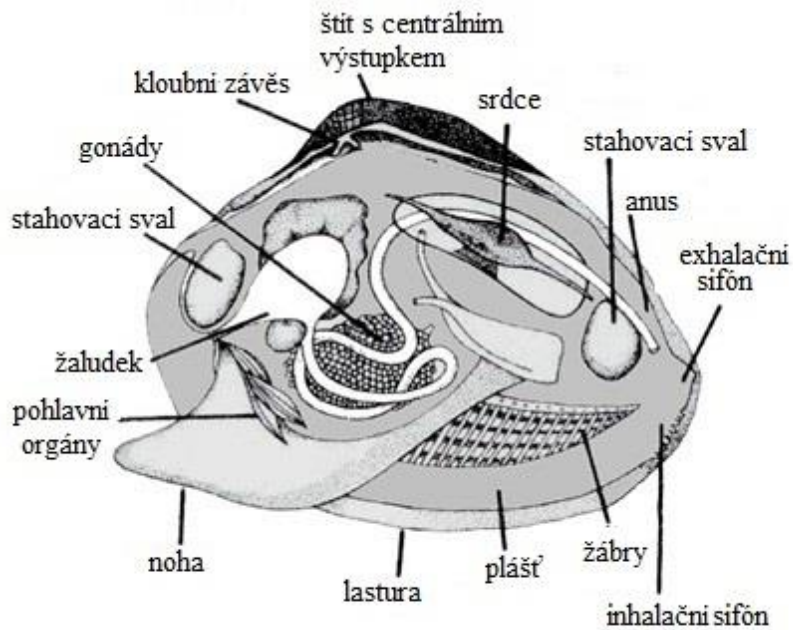
### 2.2.2 Anatomie

Tělo slávičky se skládá z nohy a útrobního vaku, v němž je uložena většina orgánů. Útrobní vak také vytváří kožní záhyb, tzv. plášť, který vylučuje lasturu. Mezi útrobním vakem a pláštěm vzniká plášťová dutina (Obr. 1). V zadní části těla se nachází dva sifony, a to inhalační a exhalační. Inhalační sifon, umístěný na břišní straně, umožňuje vodě, která obsahuje potravní částice a živiny, aby se dostala do těla měkkýše. Exhalační sifon, umístěný na hřbetní straně, vylučuje odpadní materiál (Claudi a Mackie, 1994).

Žábry se skládají z vláken, které tvoří lamely (lamelovité plíce), umožňující příjem kyslíku a živin z cirkulující vody. Na žábrách se nachází řasinky, které prostřednictvím inhalačního sifonu vytvářejí vodní proud a směřují tak stravitelné zbytky potravy do úst. Ústa jsou složena z labiálních (retných) palp, které napomáhají při výběru požitelné potravy (Reeders a Bij de Vaate, 1990).

Trávení potravy probíhá v žaludku a v trávicích žlázách. Nestrávená potrava prochází přes střevo do konečníku a je vylučována exhalačním sifonem jako výkaly. Odpadní částice nejsou směřovány k ústům, ale jsou obaleny hlenem, který vylučují buňky žáber, a následně vyloučeny exhalačním sifonem jako pseudovýkaly (Claudi a Mackie, 1994). Pseudovýkaly jsou malé suspendované částice, které nebyly využity přímo jako potrava. Nelze je tak nazývat pravými výkaly, protože neprošly skrz celý trávicí trakt. Hromadí se a obalují hlenem, v dolní části plášťové dutiny. Poté jsou vypuzeny z těla pomocí zpětného toku inhalačního sifonu. Výkaly jsou částičky potravy, které projdou celým trávicím traktem: ústy, hltanem, žaludkem, střevem a nakonec jsou vypuzeny pomocí exhalačního otvoru (Reeders a Bij de Vaate, 1990).

Poslední otvor, sloužící pro vysouvání svalnaté nohy a byssových vláken, se nachází na přední straně těla mlže. Svalnatá noha zajišťuje pohyblivost a byssová vlákna umožňují přichycení k substrátu (Alix, 2010).



Obr. 1 Anatomie slávičky mnohotvárné (převzato a upraveno dle <http://slideplayer.com/slide/8206711/>)

Byssová vlákna jsou produkována byssovými žlázami, které se nachází na ventrální straně těla mlže. Vlákna jsou tvořena z 3,4- dihydroxyfenylalaninu, hlavní aminokyseliny, která je přítomna v byssovém hedvábí mořských měkkýšů. Důležitou stavební složkou vláken jsou i ionty železa. Právě díky nim jsou byssová vlákna pevná, ale zároveň pružná. Pokud se ve vláknech objeví mikroskopické trhliny, železo se postará o jejich zacelení. Mořští měkkýši se dokáží přichytit ke skále tak pevně, že je neodtrhne ani nejsilnější vlnobítí (Alix, 2010). Existují dva hlavní typy vláken, a to permanentní a dočasná. Liší se délkou, tloušťkou, počtem, uspořádáním a morfologií adhezivního zakončení. Permanentní vlákna jsou tvořena ve shlucích, nebo jsou uspořádána v řadách a představují většinu hlavní byssové hmoty. Dočasná vlákna se vyskytují v nízkém počtu (1-6) a jsou uspořádána do trojnožkovitého vzoru. Vznikají individuálně a jsou prostorově oddělena od permanentních byssových vláken (Eckroat a kol., 1993).

### 2.3 Rozmnožování

Slávičky jsou odděleného pohlaví s poměrem cca 1:1 (Claudi a Mackie, 1994). Nicméně v případě, že jedno pohlaví převažuje nad druhým, se mohou z některých jedinců stát hermafrodité. K oogenezi a spermatogenezi dochází v průběhu zimy (Obr. 2). Slávička může přenášet zralé gamety po dlouhou dobu, než nastanou

vhodné environmentální podmínky. Reprodukce vyžaduje mnoho energie a tkáň gonád může tvořit polovinu suché hmotnosti samice. Po uvolnění gamet se váha sníží o 30 % u samce a o 45 % u samice (Nichols, 1996). Počet vajíček přenášených jednou samicí se pohybuje mezi 30 000-40 000 vajíčky na jednu samici za rok a může dosáhnout až 1,5 milionu vajíček na samici za rok (Borcherding, 1991). Koordinované zrání gamet a jejich synchronizované uvolnění jsou klíčem pro úspěšnou reprodukci slávičky, u níž probíhá vnější oplození (Ram a kol., 1996). Vnitřní a environmentální faktory, jako jsou chemické regulátory, teplota vody a fotoperioda, působí přímo na pohlavní žlázy samce i samice a vede ke koordinovanému zrání pohlavních buněk (Fong, 1998). K oplození dochází mimo tělo samice ve vodě, kam jsou spermie a oocyty po dozrání vypuštěny. Uvolněné oocyty obsahují látky, které jsou druhově specifickými chemoatraktanty. To znamená, že spermie se pohybují do míst, kde je vyšší koncentrace vajíček (Ram a kol., 1996).

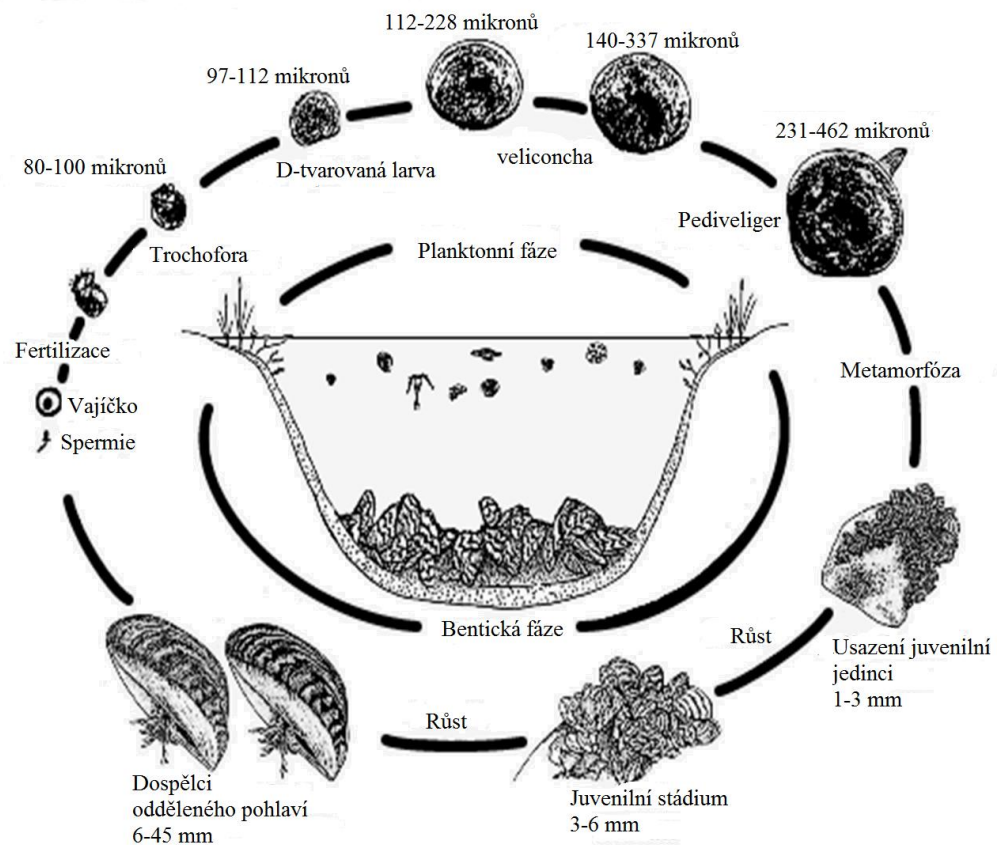


Obr. 2 Reprodukční cyklus slávičky mnohotvárné (upraveno dle Alixe, 2010)



## 2.4 Životní cyklus

Larvální cyklus slávičky trvá za příznivých podmínek 4 týdny (Obr. 3). Jejich vývoj se skládá ze tří stádií: veliger, post-veliger a stádium usazení. První dvě stádia tvoří planktonní fázi, třetí stádium pak bentickou (Claudi a Mackie, 1994).



Obr. 3 Životní cyklus slávičky mnohotvárné (převzato a upraveno dle <http://ucanr.edu/sites/WAEMAP/files/137109.jpg>)

Vývoj začíná po vnějším oplození vajíčka vývojem protostomického embrya, následuje oplození, blastulace a gastrulace. Po 6-9 hodinách se vyvine larva trochofora, z níž se poté vyvíjí veliger. Veliger má již vyvinutou zárodečnou ulitu, základ nohy a vířivý orgán (velum), což je řasinkami vybavená organela sloužící k příjmu potravy (mikroorganismy) a pohybu. Po 2-9 dnech od oplození se u veligeru vyvine první lastura vyloučená skořápečnou žlázou a larva je dále nazývána prodissoconch I. Tato 70-160  $\mu\text{m}$  dlouhá larva se podle svého tvaru označuje jako „D-tvarovaná“ nebo „veliger s rovným zámekem“. Následně během 7-9 dní dochází k sekreci schránky s výraznější kresbou, kterou v tomto případě vylučuje plášťová

tkáň. Touto změnou se larva dostává do stádia prodissoconch II. To je charakteristické výraznou umbonální (vrcholovou) oblastí, takže se nazývá „umbový veliger“ nebo „veliconcha“. Jeho délka je 120-280  $\mu\text{m}$ . Toto post-veligerní stádium je posledním stádiem, kdy larva obvykle plave ve vodním sloupci. Objevuje se několik nových orgánů, především noha, která vede ke změně chování a podle níž larva dostává nové jméno „pediveliger“. V závislosti na vhodných podmínkách se pediveliger „usadí“ a vyloučí na vhodný povrch byssové vlákno. Pediveliger lze tedy nazývat usazeným veligerem (Ackerman, 1994). Když se přichytí, prodělá veliger metamorfózu a stane se z něj postveliger, neboli plantigrádní jedinec. Nejdůležitějšími morfologickými změnami, které následují po primárním usazení, jsou ztráta vela, vývoj žáber a úst a vyloučení dospělé schránky, která se nazývá dissoconch. Příjem potravy filtrací, který zajišťovalo velum, nyní přejímají vlákna žáber. Dále se také vyvíjejí labiální palpy kolem úst a zvětšuje se velikost nohy. Zvýšený růst nohy, žáber a úst usnadňuje nová růstová osa lastury (dissoconch). Škeblovitý tvar plantigrádního jedince se rychle ztrácí a mění se v trojúhelníkovitý tvar podobný mušlovitému tvaru (Morton, 1993). S ukončením tohoto vývoje se plantigrádní jedinec mění v juvenilního jedince, který se dalším růstem a počátkem sexuální dospělosti mění v dospělé. Ackerman (1994) charakterizoval tyto fáze na základě morfologie pláště jako postveligerní stádium (plantigrádní), stádium formace sifonů (juvenilní) a branchisifonální stádium (dospělec).

Mackie a Schloesser (1996) popsali vzorce růstu u evropských sláviček jako „pomalu rostoucí“ a „rychle rostoucí“. Maximální rychlost růstu pro pomalu rostoucí skupinu je zřejmě menší než 1 cm/rok s maximální velikostí lastury 3,5 cm. Maximální rychlost růstu pro rychle rostoucí skupinu je vyšší než 1,5 cm/rok s maximální délkou lastury > 4,0 cm. Maximální rychlost růstu je závislá na kvalitě a kvantitě potravy a teplotě vody. Délka života sláviček je vzhledem k místu osídlení velice variabilní. U severoamerických populací je délka života kratší než u populací evropských. Průměrná délka života sláviček žijících v britských vodách je 3,5 roku, stejně jako ve většině polských jezer, ale v některých ruských nádržích dosahuje 6 až 9 let (Morton, 1969; Claudi a Mackie, 1994).

## 2.5 Disperzní mechanismy

Disperzní mechanismy dospělců a larev jsou různorodé, od přírodních mechanismů (např. vodní proud, ptáci, hmyz a ostatní živočichové) po mechanismy

vázané na lidskou činnost, jako jsou zaměrné a nezáměrné transfery (Claudi a Mackie, 1994; Carlton, 1993).

Z přirozených mechanismů slávička využívá pro disperzi především pasivní metody, a to jak v pelagickém larválním stádiu, tak v bentickém dospělém stádiu. Primárním mechanismem disperze během planktonního larválního stádia je transport veligerů proudem. Tento typ je zřejmě nejefektivnější způsob přírodní disperze (Horvath a kol., 1999; Stoeckel a kol., 1997). Dalším možným typem disperze je transport veligerů pomocí vodního ptactva (Johnson a Carlton, 1996).

K disperzi dochází i vlivem lidské činnosti a člověk tak může nevědomky rozšířit jak veligery, tak i dospělé jedince např. v balastní vodě, kterou využívají zaoceánské lodě pro lepší vyvážení, na veslech lodí, navigačních bójích, rybářském náčiní (sítě, kbelík s návradou), pomocí obojživelných letadel (hydroplánů) nebo v rámci vědeckého výzkumu (Carlton, 1993). Důležitým disperzním vektorem jsou rekreační lodě, vzhledem k nálezům veligerů na lodích, a to především v nádržích na ryby, zatímco dospělci jsou nacházeni na trupech a makrofytech zapletených do lodních přívěsů (Johnson a kol., 2001). V současnosti jsou také známy případy záměrné introdukce do rekreačních lokalit (především využívaných pro přístrojové potápění, např. zatopené lomy), a to za účelem zvýšení průhlednosti vody (M. Říha, pers. comm).

## **2.6 Historická expanze**

Slávička je díky některým svým charakteristikám „široký kolonizační rozsah, vysoká environmentální tolerance, vysoká genetická variabilita a fylogenetická plasticita, rychlý růst, vysoká plodnost a schopnost znovu osídlit již dříve kolonizovaná stanoviště a následné obnovení populační hustoty“ značně invazivní druh s velkým dopadem na invadované ekosystémy (viz kapitola 2.10.). Před popisem jejího vlivu, je tak vhodné si popsat její původní i současné rozšíření.



Obr. 4 Distribuce slávičky mnohotvárné v Evropě v roce 1800 a její následné rozšíření během průmyslové revoluce (převzato z Haas a kol., 1929 citování v Morton, 1993)

### 2.6.1 Evropa

Rod *Dreissena* byl velmi rozšířen ve Volze a jejích přítocích už v období čtvrtohor. Následně se rozšířil do severní, centrální a západní Evropy (Ludjanskij a kol., 1993; Ricciardi, 2003). Během poslední doby ledové došlo k izolaci *Dreissena polymorpha* a dalších druhů rodu *Dreissena* (z nichž některé vyhynuly) v malé oblasti Ponto-Kaspického regionu (Babak, 1983 citován v Morton, 1993), především povodí velkých přítokových řek od Kaspického moře, přes Aralské jezero, až po Černé moře (Karatajev a kol., 2003).

Trvalo asi 200 let, než se slávičky rozšířily přes celou Evropu a do zbytku západního Ruska (Walz, 1992 citován v Ludjanskij, 1993). Invaze pokračovala v polovině 19. století, v době průmyslové revoluce, kdy byly vodní útvary propojeny vodními kanály (Žadin, 1946 citovaný v Ludjanskij, 1993). Slávička byla v Evropě objevena v Anglii roku 1824, a následně v roce 1826 v Nizozemsku, 1830 v Německu, 1840 v Dánsku a ve Francii. Šíření pokračovalo jejím objevením v roce 1940 ve Skandinávii, 1960 ve Švýcarsku a 1970 v Jugoslávii, Irsku, Španělsku a v Itálii (Minchin a kol., 2005).

Ačkoliv slávička invadovala do řady míst již před dlouho dobou, její populační density byly po dlouho dobu nízké a její invaze neznamenal pro invadované systémy velký problém. Dobrým příkladem je situace ve Velké Británii. Slávička invadovala do Velké Británie v roce 1824, avšak rapidní nárůst její hustoty v Anglii a ve Walesu byl zaznamenán až v letech 2000-2003 (Aldridge a kol., 2004). Aldridge a kol. (2004) navrhl několik hypotéz, které by tento nárůst mohly vysvětlit. První hypotéza se zaměřuje na změny kvality vody a klimatu. Díky nedávnému zlepšení kvality vody se nové lokality staly obyvatelnými, čímž došlo k odstranění hranic pro výskyt slávičky, která dosud nacházela útočiště pouze na relativně lokalizovaných stanovištích s čistou vodou. Mimo to jsou v posledních letech častější teplejší léta a mírnější zimy, což má vliv na zvýšený reprodukční úspěch slávičky. Další předpoklad se týká nového genetického fondu. Noví jedinci mohou být vůči britskému podnebí odolnější než původní populace. I přesto je zde populační hustota slávičky nižší než v Severní Americe.

### **2.6.2 Severní Amerika**

Severní Amerika nebyla na rozdíl od Evropy rodu *Dreissena* vystavena. Invaze v Severní Americe propukla až mnohem později, a to v 80. letech dvacátého století. Negativní dopad invaze na ekologii a ekonomiku byl výrazně rychlejší než v Evropě, protože lokální populace sláviček je v Evropě mnohem nižší, než právě v Severní Americe (Mackie a Schloesser, 1996).

První slávička byla objevena na jezeru St. Clair 1. června 1988, avšak analýzy délka-frekvence vztahu populací z Velkých jezer a prozkoumání historických bentických studií naznačují, že slávička se v jezerech objevila na sklonku roku 1986 (Griffiths a kol., 1991). Carlton (1993) popisuje tři různé důkazy vedoucí k závěru, že slávička mnohotvárná byla transportována z Evropy do Velkých jezer na Řece sv. Vavřince v balastní vodě zaoceánských plavidel. Jsou jimi 1. běžná přítomnost larev mlžů v balastní vodě v kombinaci s lodní dopravou do Velkých jezer, 2. pravděpodobnost, že balastní voda byla mechanismem pro transport slávičky ve stejném desetiletí jako u jiných evropských vodních organismů (ryby a korýši) a 3. neschopnost identifikovat jiný možný mechanismus. Je také možné, že dospělé slávičky se přichytily na kotvu nebo lodní řetězy v evropských přístavech a přežily transoceánskou plavbu (Ussery a McMahon, 1994).

V průběhu šesti let slávička invadovala do všech Velkých jezer a rozšířila se do 8 říčních systémů: Řeky sv. Vavřince, Hudsonu, Mississippi, Ohia, Illinois, Tennessee, Susquehanny a Arkansasu (Ludjanskij a kol., 1993). Nejvyšší popsaná hustota veligerů a dospělců se nachází ve Velkých jezerech (Obr. 5).



a)



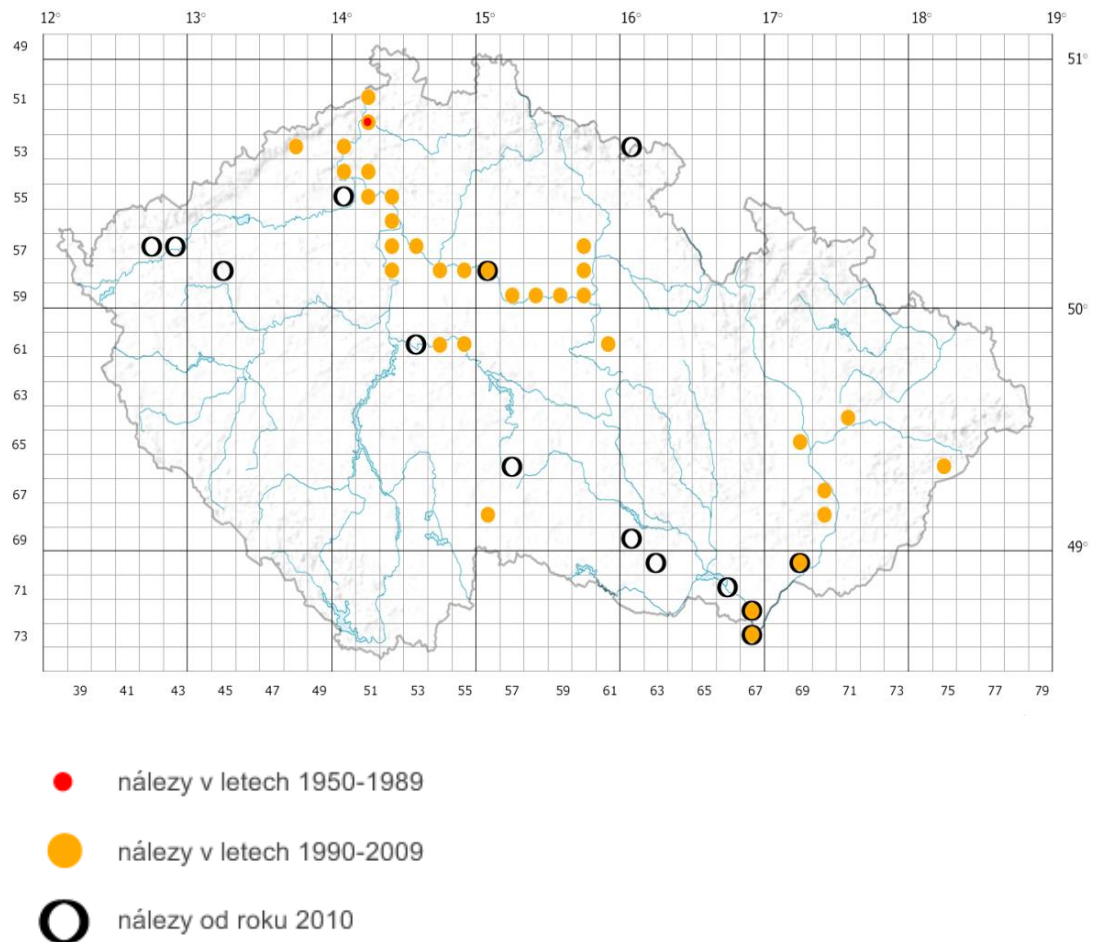
b)

Obr. 5 a) - výskyt slávičky v Severní Americe v roce 1998, b) – výskyt slávičky v Severní Americe v roce 2005 (převzato z Alix, 2010)

### 2.6.3 Česká republika

Slávička se do České republiky dostala z Německa díky lodní dopravě (Macháč, 2008). Poprvé byla v České republice zaznamenána v roce 1919 (Ložek, 1951). Jako nepůvodní druh (na většině lokalit v ČR) není zařazena do seznamu ohrožených a chráněných druhů. Dnes je již počítána do malakofauny

(fauna měkkýšů) ČR. V případě masového výskytu (Obr. 6) je vážným konkurentem našich mlžů a často je dokáže zcela vytlačit. Stavy a lokality výskytu slávičky mnohotvárné se sledují. V současné době se vyskytuje zejména v Polabí a Pomoraví, často se šíří do pískoven (Beran, 2002). Na Obr. 6. chybí zakreslení výskytu slávičky mnohotvárné ve vodní nádrži Želivka (Švihov), proto byla moje zjištěná data poslána do nálezové databáze Agentury Ochrany Přírody a Krajiny (viz Přílohy).



Obr. 6 Rozšíření slávičky mnohotvárné v České republice (převzato z <http://portal.nature.cz/nd/imgout/sitmap634303.png>)

## 2.7 Potrava

Slávička se živí sestonem, fytoplanktonem a zooplanktonem (vířníci, perloočky, buchanky, veligery; Jack a Thorp, 2000). Potrava je selektována řasinkami (ciliemi), které se nachází v ústech, na žábrách, v žaludku a ve střevě.

Řasinky v plášťové dutině a v žaludku selektují převážně částice o velikosti 15-40  $\mu\text{m}$ , ale i částice menší než 0,7-1,0  $\mu\text{m}$  (Claudi a Mackie, 1994).

## 2.8 Filtrace

Jak již bylo zmíněno, slávičky se živí vyfiltrovanou potravou, kdy vodu s částicemi potravy přefiltrovávají přes cilie v žábrech. Množství profiltrované vody a vyfiltrovaných částic je často zkoumaným parametrem pro populace sláviček, protože určují, zda daná densita může významněji ovlivnit zkoumaný systém. Například MacIsaac a kol. (1992) odhadli, že slávička je schopna odfiltrovat vodní sloupec o výšce 7 m 3,5x až 18,8x denně. Filtrační schopnost sláviček závisí na typu, velikosti a koncentraci částic, velikosti sláviček a na teplotě vody. Pro danou populaci se určují tyto parametry: rychlost filtrace (množství částic zachycených žábry slávičky za jednotku času), objemová rychlost vyčištění vody (objem vody, který prošel žábry slávičky za jednotku času; Lei a kol., 1996).

Vliv filtrace se často hodnotí na základě laboratorních měření filtrační kapacity jednotlivců a poté se vztahuje na konkrétní naměřené hustoty na sledovaných lokalitách, nebo hustoty na povrchu dna akvária. Poté se porovnává potenciální filtrovaný objem k objemu celého vodního sloupce v nádrži, či v akváriu. Nevýhodou však zůstává, že tyto odhady poskytují pouze potenciální filtrační kapacitu, ale neukazují množství fytoplanktonu odstraněného z celkové biomasy řas (Yu a Culver, 1999).

Pro hodnocení množství vyfiltrovaných částic se používají další metody. Obvykle existují dva hlavní způsoby pro měření množství vyfiltrovaných částic. První variantou je měření rychlosti filtrace v průtokovém systému, kde je voda obsahující řasy o známé koncentraci nasměrována ke slávičce a na odtoku je měřena koncentrace částic. Rychlost filtrace (FR) je poté definována následovně (Bayne a kol., 1977):

$$FR = F \left( \frac{C_1 - C_2}{C_1} \right)$$

kde F je průtok, C1 a C2 jsou koncentrace částic v přítokové a odtokové vodě.

Druhým a více používanějším způsobem měření filtrační rychlosti je omezení počtu mlžů v daném objemu vody, která obsahuje suspenzi vhodných částic



(nejčastěji jednobuněčné řasy). Stálým prouděním vody je zajištěná homogenita suspenze a exponenciální pokles koncentrace řas je monitorován za jednotku času. Vzorec pro výpočet filtrační rychlosti v tomto případě je následující

$$FR = \frac{V}{NT}(\ln C_0 - \ln C_t)$$

kde V je objem suspenze, N je počet sláviček použitých v experimentu, T je doba inkubace, a  $C_0$  a  $C_t$  jsou počáteční a finální koncentrace částic ve vodě (Coughlan, 1969). Výpočet je založen na dvou předpokladech: 1) kultivační médium je neustále promícháváno a 2) suspendované částice, které jsou jednou přefiltrovány, jsou následně odstraněny, a nikoli znovu filtrovány. Inkubační čas tedy musí být krátký, aby se tak předešlo vzniku výkalů nebo pseudovýkalů (Yu a Culver, 1999).

V literatuře se využívá i „rychlost pumpování“ nebo „rychlost ventilace“, která je definována jako objem vody proteklé plášťovou dutinou za jednotku času. Rychlost pumpování se někdy měří tak, že se fyzicky oddělí inhalační a exhalační otvor a monitoruje se průtok druhým z nich (Kryger a Riisgard, 1988 citováni v Yu a Culver, 1999). Alternativně lze rychlost pumpování měřit tak, že se do inhalačního proudu přidají velmi jemné částice nebo barvivo, aby byl viditelný exhalační proud, takže se dá určit rychlost proudění. Vynásobením exhalačního proudění průřezem exhalačního sifonu lze určit rychlost pumpování (Bunt a kol., 1993). Rozdíl mezi rychlostí pumpování a rychlostí filtrace je, že rychlost pumpování může být měřena v médiu bez přidaných částic, zatímco rychlost filtrace je nutné měřit v suspenzi částic a je ovlivněna efektivitou retence částic ± procenta částic zadržovaných ciliemi, nebo slizem na žábrech. Matematický vztah mezi nimi lze vyjádřit následovně: rychlost filtrace = rychlost pumpování \* efektivita retence (Yu a Culver, 1999). Za takovýchto okolností se koncept rychlosti filtrace stává poněkud abstraktním (Bayne a kol., 1976). V praxi ale rozdíl mezi rychlostí pumpování a rychlostí filtrace mnohdy není rozhodující, protože často lze předpokládat téměř 100% efektivitu retence u řas, nebo podobně velkých částic. Proto jak rychlost pumpování, tak rychlost filtrace, v podstatě odrážejí množství vody proteklé filtračním otvorem mlže. Na druhou stranu, vliv příjmu potravy by se měl hodnotit na základě množství částic vyfiltrovaných z vody, nezávisle na tom, kolik vody bylo přefiltrováno. Jinými slovy, je třeba vzít v úvahu refiltraci. Ta zde může být definována jako poměr

celkového objemu přefiltrované vody ke skutečnému objemu vody, která je filtrací zbavována částic (Yu a Culver, 1999).

Reeders a kol. (1993) uvedli, že filtrační kapacita slávičky je vyšší než 110ml/jedinec/hodina. Nicméně při různých laboratorních podmínkách, jako je teplota nebo druh potravy a její koncentrace, se hodnota rychlosti filtrační kapacity může značně lišit (Lucy, 2005). Vzhledem k vysokým hustotám populací a rychlé filtraci je slávička dominantním filtrátorem ve sladkých vodách (Jack a Thorp, 2000).

## **2.9 Vliv faktorů na reprodukci, růst a přežití slávičky**

Rychlost růstu u slávičky závisí na teplotě vody, ročním období, hloubce, poloze ve vodním sloupci, trofických podmínkách, které mají vliv na dostupnost potravy, rychlosti proudění vody a na dalších environmentálních faktorech (Tab. 1).

### **2.9.1 Teplota**

Teplota vody je pro slávičku jedním z nejdůležitějších limitujících faktorů. Teplota ovlivňuje reprodukci, larvální vývoj a rychlost růstu (McMahon, 1996). Slávičky nesou pokles teploty pod 0°C (Karatajev a kol., 1998). Reeders a Bij de Vaate (1990) uvedli, že optimální teplota pro filtraci je 15°C. Naopak při teplotě nižší než 8°C, či vyšší než 32°C se filtrace zastavuje. Vypouštění gamet je iniciováno při teplotě 12°C a je maximalizováno při 17-18°C. Tato optimální teplota je pro Evropu, Rusko a Severní Ameriku jednotná (Claudi a Mackie, 1994). Rozmezí 17-18°C jako teplota pro maximální míru rozmnožování koresponduje s optimální teplotou (18°C) pro vývoj larev a maximální mírou post-veligerního usazení (McMahon, 1996). K iniciaci gametogeneze tedy dochází přibližně v červnu - září a zastavení v říjnu. Nicméně je důležité dodat, že populace žijící v různých klimatických podmínkách začínají larvální produkci při odlišných teplotách (Nichols, 1996). V mnoha evropských jezerech byly první veligery pozorovány při 15°C (Karatajev a kol., 1998). V Erijském jezeru (Severní Amerika) dochází k uvolnění vajíček až při 18°C. Tento rozdíl je pravděpodobně důsledkem odlišností sezónních teplotních vzorců a rychlosti oteplování jezer na jaře (Ram a kol., 1996).

Pro úspěšný vývoj veligerů je v Evropě optimální teplota přibližně 12-24°C (Sprung, 1993). Prahová hodnota teploty, která ovlivňuje růst, je 10-12°C (Mackie a Schloesser, 1996), např. ve Velké Británii je tato hodnota 11°C (Morton, 1969). Veligerní larvy lze však nalézt i ve studené vodě (< 5°C) a jsou schopny

přezimovat. Jejich vývoj je však zpožděný nebo velmi pomalý. U přezimujících larev může trvat dosažení vývojového stádia 8 měsíců, zatímco u veligerů vyvinutých v létě trvá tento vývoj 14 dní (Kirpičenko, 1989 citován v Nicholsovi, 1996).

Je známo, že teplota má vliv i na mortalitu sláviček. Zvláště přesvědčivé jsou údaje ze studií z různých teplotních pásem u vodních chladících nádrží pro tepelné elektrárny v bývalém Sovětském svazu (Elagina a kol., 1978; Karatajev, 1983). V těchto studiích byla porovnávána rychlost růstu slávičky v různých teplotních zónách ve vodní nádrži. Ekologické podmínky byly tedy stejné, lišila se pouze teplota. Bylo zjištěno, že rychlost růstu slávičky se snižuje při teplotách vyšších než 30°C. Při teplotách vyšších než 32°C slávička umírá. V nejteplejší zóně Lukomského jezera (Bělorusko), kde je maximální letní teplota vody vyšší než 32°C, více než 90 % sláviček v experimentálních klecích zemřelo, zatímco v teplotní zóně při teplotě 30°C byla úmrtnost sláviček nižší než 10 % (Karatajev, 1983). Podobná teplotní mez byla zjištěna i jinými autory v jiných oblastech, jako např. v Záporožské přehradě (Ukrajina).

V severoamerických jezerech se letální teplota pro slávičky pohybuje v rozsahu 27-28°C. Pro srovnání, slávičky používané v „amerických“ experimentech jsou drženy v akváriích s teplotou vody 30-31°C (McMahon, 1996). Naproti tomu slávičky používané v evropských experimentech, jsou drženy v akváriích s teplotou vody do 21°C (Reeders a Bij de Vaate, 1990). Tato teplotní odolnost může být vysvětlena tím, že severoamerické populace slávičky pochází původně z nejteplejší části Černého moře, přičemž mohou být geneticky více teplotně tolerantní než evropské populace (McMahon, 1996).

### **2.9.2 Vápník a pH**

Slávičky se vyskytují ve vodách, kde se hodnota pH pohybuje mezi 7,4-8,3 a koncentrace vápníku není nižší než 8,5 mg/l, nebo vyšší než 32 mg/l. Hincks a Mackie (1997) testovali vliv pH a koncentrace vápníku na přežití slávičky ve vodní nádrži. Autoři uvedli, že pokud bude ve vodní nádrži hodnota pH mezi 6,0-8,5 a koncentrace vápníku menší než 25 mg/l, úmrtnost sláviček bude dosahovat 80 %. Ovšem pokud bude koncentrace vápníku větší než 25 mg/l, tak úmrtnost bude menší než 10%. Reprodukce probíhá při koncentraci vápníku vyšší než 20 mg/l. Pro růst veligerů je optimální hodnota pH 8,3 a koncentrace vápníku 8,5-32 mg/l. Při pH

nižším než 6,8-6,9 převyšuje ztráta vápníku do vnějšího prostředí příjem vápníku. Ztráta vápníku, nezbytného pro normální metabolickou funkci do okolního prostředí, tedy vedla k úmrtnosti. Významnou příčinou citlivosti vůči nízkým koncentracím vápníku může být jeho důležitost, jak pro stavbu vápenité schránky, tak pro fyziologii slávičky, protože vápník se podílí na svalových kontrakcích, buněčné kohezi, nervových funkcích a udržování acidobazické rovnováhy. Nízké pH může také narušit výměnu iontů (McMahon, 1996).

### **2.9.3 Roční období**

V oblastech mírného pásu přes zimu slávička neroste a v růstu pokračuje až na jaře, kdy se teplota vody zvýší na 10-12°C (Reeders a Bij de Vaate, 1990). Bij de Vaate (1991) uvedl nižší teplotní limit, a to 6°C, ačkoli v Severní Americe zaznamenal MacIsaac (1994), že u malých sláviček inkubovaných při 6°C nedocházelo k růstu lastury a naopak docházelo k ubývání hmotnosti, zatímco u velkých jedinců nedocházelo k růstu lastury, ale jejich hmotnost se naopak zvyšovala. Maximální rychlost růstu u slávičky byla pozorována na začátku vegetačního období, kdy je ve vodě velké množství fytoplanktonu (Garton a Johnson, 2000). Za letního slunovratu rychlost růstu klesá vlivem nedostatku potravy, vodního květu a vysoké teplotě vody. Na podzim, kdy teplota vody klesá, se růst zastavuje (Morton, 1969).

### **2.9.4 Kyslík**

Zjištění tolerance slávičky vůči nízkému obsahu kyslíku ve vodě je častým tématem výzkumů. Žadin (1946, citovaný v Ludjanskij, 1993) se zpočátku domníval, že slávička se nevyskytuje v prostředí, kde okysličování vody klesá pod 91 %. Později Feigina (1959) zjistil, že slávička může přežít koncentraci kyslíku menší než 50 %. Novější studie (Karatajev a kol., 1998) ukazují, že slávička může přežít koncentraci kyslíku 25 % a v závislosti na teplotě může slávička přežít několik dní i v anaerobních podmínkách. Michejev (1964) zjistil, že 100 % sláviček v anaerobních podmínkách uhynulo šestý den při teplotě 17-18°C, čtvrtý den při 20-21°C a třetí den při 23-24°C a že malé slávičky byly mnohem citlivější k nedostatku kyslíku.

### **2.9.5 Substrát**

Jedním z hlavních faktorů ovlivňujících distribuci a početnost sláviček je typ substrátu vhodného pro přichycení (Karatajev a Burlakovová, 1995). Zatímco

většina sladkovodních mlžů patří mezi infaunu - žije zahrabána v sedimentu, slávičky jsou epifaunní - obsazují pevný substrát (Claudi a Mackie, 1994). Ve většině jezer je nejvhodnějším substrátem kámen, někdy i hrubozrnný písek (Burlakovová, 1998). V mělkých vodách velkých jezer a vodních nádržích však může být slávička omezována pohybem vody, pokud je tak silný, že slávičku uvolňuje, nebo přesouvá sediment i se slávičkou, přičemž dochází k jejímu vyplavení na břeh, nebo naopak pohřbení pod sedimentem (MacIsaac, 1994). Vhodným substrátem pro slávičku je také sediment tvořený schránkami z mušlí, jemný písek a ponořené části makrofyt (Karatajev, 1983; Burlakovová, 1998). Právě na submerzních makrofytech se slávička vyskytuje hojně (Karatajev a Burlakovová, 1995). Životnost stonků a listů makrofyt je však kratší, než životnost slávičky. Proto jsou slávičky zde rostoucí mnohem mladší než jedinci žijící na jiném substrátu (Burlakovová, 1998). Submerzní makrofyta s trvalými stonky nebo listy (např. *Elodea canadensis* – vodní mor kanadský) jsou kolonizovány tříletými jedinci, zatímco vodní rostliny, které listy shazují každý rok (např. *Potamogeton natans* L. – rdest vzplývavý) jsou kolonizovány pouze jednoletými jedinci (Karatajev a kol., 1998). Po odumření některé části makrofyt slávička klesá na dno, kde uhynie, zejména pokud je dno pokryto bahnem, kde je minimální okysličení (Ljachnovič a kol., 1994 citováni v Karatajev, 1998). Bahno je tedy nejchudším substrátem, avšak slávička se na něm může vyskytovat, pokud jsou na něm naplaveny např. zbytky mušlí, kameny nebo dřevo, na které se jedinec může přichytit (Karatajev, 1983). Slávička může využít pro prvotní (počáteční) upevnění pevné fragmenty a následně k sobě připojit další jedince a vytvořit drúzy (Karatajev a kol., 1998).

Hunter a Bailey (1992) zjistili, že slávička je schopna kolonizovat i měkký substrát. Podle studie stačí pouze úlomek tvrdého fragmentu, na který se jedinec přichytí, a pomocí drúz se následně napojí ostatní jedinci. Dále uvedli, že slávička se může vyskytovat v tenké vrstvě bahna bez pevných fragmentů, např. v nově vybudovaných nádržích. Po čase však dojde ke zvýšení vrstvy bahna a slávička uhynie. Toto tvrzení lze doložit studií Bubinase (1980), který uvedl, že po výstavbě nové vodní nádrže pro hydroelektrárnu Kaunas (Litva) v roce 1961 byla slávička nalezena v hojném počtu na skalnatých částech dna. V roce 1972 byl proveden terénní výzkum zabývající se množstvím sláviček a bylo zjištěno, že výrazně klesla hustota

populací, které se předtím vyskytovaly v hojném počtu na dně, z důvodu zvýšení vrstvy bahna.

### **2.9.6 Hloubka**

Slávička roste rychleji v mělké vodě než ve větších hloubkách (Bij de Vaate 1991, Burlakovová 1998). Michejev (1964) zjistil, že slávičky staré jeden rok měřily 1,37-1,4 cm v hloubce 1-1,5 m a 0,6-0,7 cm v hloubce 20 m. Yu a Culver (1999) testovali vliv hloubky na růst slávičky. Zjistili, že slávička roste nejrychleji v pelagické zóně (2,5-4 m) a v litorální zóně do 2,5 m. Všechny slávičky, které byly při experimentu drženy v zóně termokliny (5 m) zemřely před koncem experimentu, po 163 dnech. Kraft a Johnson (2000) uvedli, že rychlost růstu od hloubky 4 m klesá o 15 % na metr hloubky. Lze předpokládat, že tento růstový pokles je způsoben teplotní stratifikací vody a tudíž různými teplotními poměry v jednotlivých hloubkách.

### **2.9.7 Kalnost vody**

Vysoké koncentrace nerozpustných látek ve vodě negativně ovlivňují filtraci, nasávání potravy, asimilaci a růstový potenciál slávičky (Schneider a kol. 1998). Madon a kol. (1998) zjistili, že koncentrace suspenzního anorganického sedimentu vyšší než 1 mg/l a poměr anorganického a organického podílu sestonu vyšší než 1,71 mg/l může způsobit zastavení růstu slávičky. Vysoká koncentrace suspenzních anorganických usazenin vyskytující se ve velkých, rychle tekoucích kalných řekách představuje pro slávičku obtížné prostředí a způsobuje, že se populace v kalných řekách nestabilizují při vysokých hustotách typických pro prostředí se stojatou vodou (Schneider a kol., 1998).

Tab. 1 Vliv environmentálních faktorů na růst slávičky mnohotvárné

<b>Faktor</b>	<b>Dopad</b>	<b>Autor</b>
Zvýšení teploty	urychluje růst, pokud je teplotní maximum < 30 °C	MacIsaac, 1994
Roční období	maximální růst začíná obvykle na počátku vegetačního období	Burlakovová, 1998
Trofické podmínky	růst je pomalejší v úživnější vodě, než v mezotrofní	Schneider a kol., 1998; Horvath a Lamberti, 1999
Vodní proud	mírný proud urychluje růst	Burlakovová, 1998
Hloubka	růst klesá s hloubkou	Michejev, 1964; Garton a Johnson, 2000
Kolísání hladiny	inhibuje růst, vyschnutí je letální	Michejev, 1964
Zakalenost vody	vysoké množství nerozpustných látek (suspendované částice) inhibuje růst	Madon a kol., 1998; Schneider a kol., 1998

## 2.9.8 Jezero versus nádrž

### 2.9.8.1 Jezera

Slávičku lze nalézt v mnoha typech vodních útvarů, jako jsou řeky, kanály, nádrže a jezera. Většina studií se ovšem zaměřuje na její výskyt a četnost v jezerech a na faktory, které toto ovlivňují. Patří mezi ně živiny, pH, vápník, biotické faktory a také jezerní morfometrie (Strajer, 1991). Ramcharan a kol. (1992) zjistili, že velikost jezera a rychlost průtoku mají vliv na populační fluktuaci v evropských

jezerech. Strajer (1991), dle dat z Evropy uvedl, že menší a teplejší jezera jsou pro slávičku vhodnější než jezera hluboká a studená.

Výskyt slávičky závisí také na trofii (úživnosti) jezera (Karatajev, 1983). Karatajev a Burlakovová (1995) uvedli, že slávička se vyskytuje nejvíce v mezotrofních jezerech (středně úživná), méně často v oligotrofních (slabě úživná) a mezo-oligotrofních jezerech a nejméně v eutrofních jezerech (silně úživná). V dystrofních jezerech (rašelinistní vody) se pak nevyskytuje vůbec. Karatajev a kol. (1997) nicméně poukazovali na to, že invaze slávičky v jezeru snižuje úroveň trofie a také obsah chlorofylu ve vodě. Studie, které se zaměřují na spojitost mezi výskytem slávičky a úrovní trofie v jezeru, prokazují, že slávička se vyskytuje méně v mělkých vodách, kde je živin nejvíce (Karatajev a Burlakovová, 1995; Burlakovová, 1998). Maximální hloubka výskytu slávičky mnohotvárné v jezeře se navíc zvyšuje se zhoršujícími se trofickými podmínkami. Mechanismem, který může vysvětlit tento fakt, je redukce hloubky ponoření makrofyt při poklesu čistoty vody, kdy dochází ke zvýšení eutrofizace. Tato makrofyta jsou totiž pro slávičku důležitým substrátem. Mimo to vede eutrofizace k zanášení jezer a snižuje tak velikost plochy s vhodným substrátem. Distribuce slávičky se tak přesouvá do mělkých částí jezer (Burlakovová, 1998).

### **2.9.8.2 Vodní nádrže**

Ve vodních nádržích, které jsou tvořeny přehrazením řek, slávička kolonizuje všechny typy vhodných substrátů a často ve vyšší hustotě než v jiných vodních útvarech (Lvovová, 1980 citována v Karatajev, 1998). Obzvláště vysoké hustoty slávičky lze nalézt v zaplavených lesních oblastech, jelikož slávička kolonizuje ponořené kmeny, pařezy a větve stromů (Ljachnovič a kol. 1994 citováni v Karatajev, 1998).

Oproti jezerům se v nádržích vyskytují specifické podmínky, které působí negativně i pozitivně na populace sláviček. Negativní charakteristikou nádrží je vysoké kolísání vodní hladiny. Například (Lvovová, 1980 a Ljachnovič a kol., 1994 citováni v Karatajev, 1998) uvedli, že v nádržích, které se na zimu vypouštějí, slávičky z obnažených mělčin hynou a přežijí pouze jedinci přichycení k bezobratlým, jako jsou velevrubi, kteří se v zimě přesouvají do hlubší vody. Tudíž mělčiny, které jsou vystaveny výkyvům hladiny vody, obývají pouze jednoletí

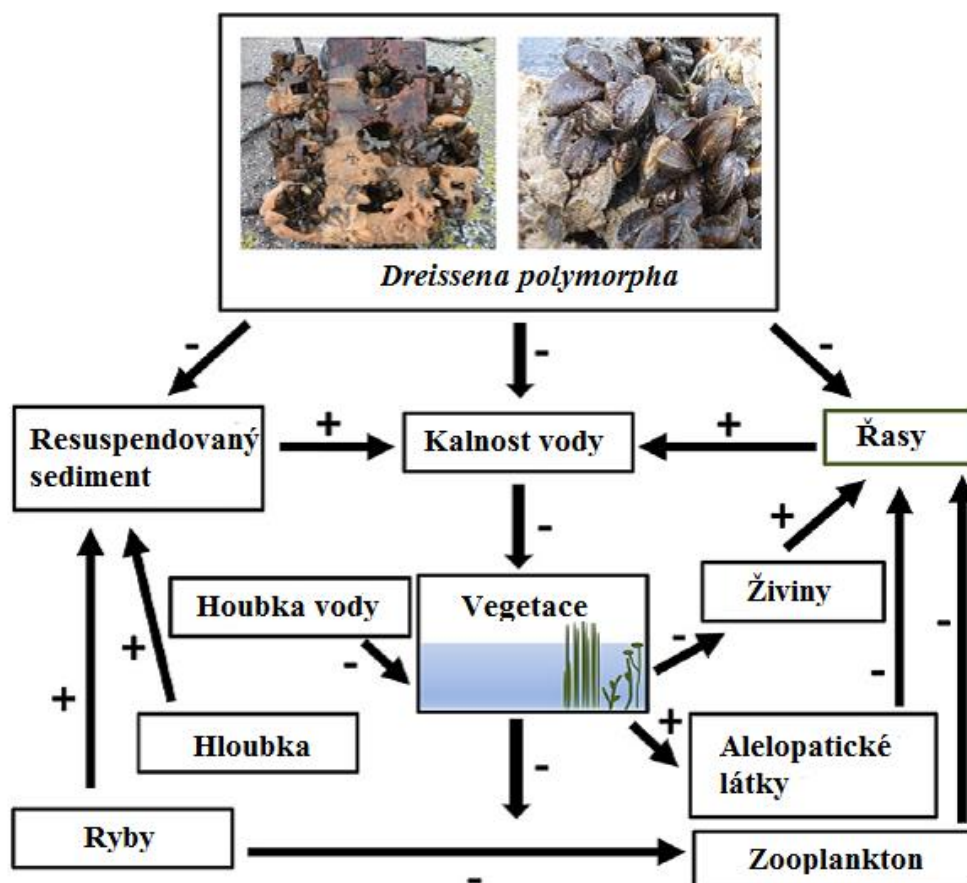


jedinci. Michejev a Novik (1971) však zjistili, že slávičky, vyskytující se v mělčinách, mohou přežít delší dobu v odvodněných oblastech pod vrstvou ledu při teplotách blízkých 0°C, ale ne nižších. Zjistili, že slávičky hynuly pouze v těch částech vodních nádrží, které byly na podzim odvodněny, dříve než bylo místo pokryto ledem.

Pozitivním faktorem na přežití populací sláviček je výskyt umělých pevných substrátů v nádržích. Extrémně vysoké hustoty slávičky v nádržích byly nalezeny na umělých substrátech (Ljachnovič a kol., 1994, citováni v Karatajev a kol., 1998), například na betonových stěnách chladících nádrží v jaderné elektrárně Černobyl (Ukrajina). Slávičky zde byly nalezeny v hustotě 248 000 jedinců/m<sup>2</sup> a hmotnost celkové biomasy byla 12 kg/m<sup>2</sup>. Tato extrémně vysoká hustota slávičky vznikla v důsledku přítomnosti vhodného substrátu a konstantních vodních proudů (Karatajev a kol., 1998).

## **2.10 Vliv na ostatní složky vodního ekosystému**

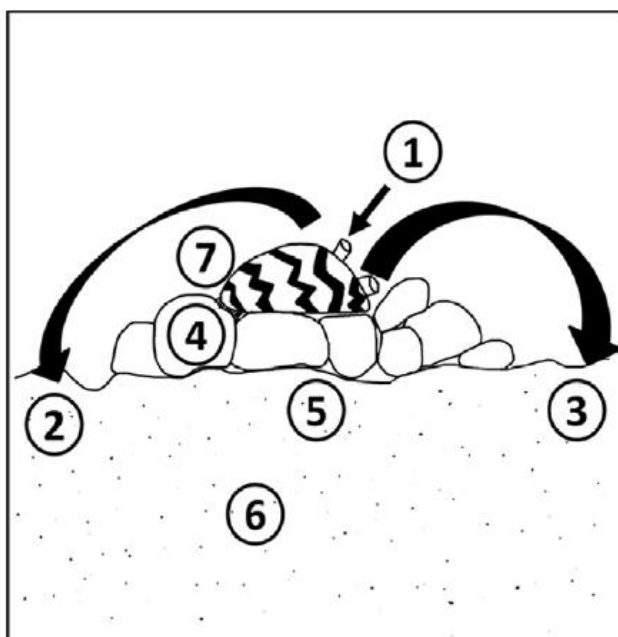
Slávička je schopna rychle kolonizovat tvrdé povrchy a způsobit vážné ekonomické problémy. Může zablokovat potrubí, které přivádí vodu pro elektrárny, vodárny nebo čističky odpadních vod. Ovlivňuje také rekreační a vodohospodářský průmysl, přichycuje se na doky, vlnolamy, bóje, lodě a vyskytuje se na plážích. U koupajících se lidí hrozí poranění, jelikož slávička má ostré okraje a hrozí také řezná poranění o zbytky lastur. (Minchin a kol., 2002)



Obr. 7 Procesy v ekosystému a zpětné vazby podílející se na zlepšování kvality vody ve vodních nádržích. Tento obrázek zobrazuje, jak slávička pomocí filtrace snižuje množství řas ve vodním sloupci a snižuje tak zákal a resuspenzi sedimentů. Slávička proto může pomoci při řízení rovnováhy směrem k čirému stavu vody (převzato a upraveno dle Scheffera a kol., 1993)

### 2.10.1 Ekologické dopady

Slávičkámá významný vliv na vodní ekosystém (Obr. 7) 1) má vysokou filtrační kapacitu, 2) její populace dosahují vysokých hustot, 3) částečně se potravně překrývá se zooplanktonními filtrátory, a to jak ve stádiu dospělého, tak i ve stádiu larválním. Larvy slávičky jsou hodnotnou potravou pro některé druhy a zvyšují tak jejich početnost. Tyto vlastnosti slávičky mohou výrazně ovlivňovat celý ekosystém a řada autorů proto považuje slávičky za klíčové druhy systému tzv. „ekosystémové inženýry“ (Obr. 8; Spooner and Vaughn, 2006; Sousa a kol., 2009).



Obr. 8 Schématické znázornění inženýrské role slávičky v rámci vodního ekosystému (převzato z McLaughlan a Aldridge, 2013) **1)** Suspendované částice > 0,7 mm včetně fytoplanktonu jsou odstraněny z vodního sloupce a slávička je přijímá přes svůj inhalační sifon. **2)** Materiál, který není využit, se spojí s hlenem a je odstraněn z inhalačního sifonu jako negativní pseudovýkaly. **3)** Nestrávený materiál, který prošel střevem, je vyloučen z exhalačního sifonu a usazuje se na dně. **4)** Schránka poskytuje substrát pro uchycení jiné bioty, včetně jiných sláviček, hub, polypovců a mechovců. Schránka má vliv na dynamiku proudění ve vodním sloupci, měnící se v blízkosti nestabilního dna a smykové napětí. **5)** Schránky živých či mrtvých sláviček tvoří na sedimentu povrch a mění strukturu sedimentu. Vytvářejí tak prostředí pro bezobratlé živočichy. **6)** Filtrací a ukládáním výkalů a pseudovýkalů se mění velikost částic sedimentu, obsah organických látek, pórovitost a retenční vodní kapacita. **7)** Při růstu mlžů dochází k ukládání živin do biomasy tkání a vápníku do biomasy schránky.

### 2.10.2 Kvalita vody

Přínos nepůvodní slávičky v oblasti změn v čistotě vody je velmi dobře zdokumentován. Druhy vyskytující se v hustotách až 700 000 jedinců/m<sup>2</sup>, které dominují benthické biomase, byly často spojovány s příznivými změnami kvality vody v nádrži. Se zvyšujícím se zájmem vodního hospodářství o slávičku bude stoupat i potenciál slávičky jako biofiltrátora (Aldridge a kol., 2004).

Jak již bylo zmíněno, slávička má vysokou rychlost filtrace, cca 10x vyšší, než u velevrubovitých (Vanderploeg a kol., 2002). V důsledku toho se snižují zásoby

sestonu, živin, fytoplanktonu a zooplanktonu, zvyšuje se průhlednost vody, nejvíce tam, kde jsou populace slávičky největší (Leach, 1993). Na západě Erijského jezera se průměrná hodnota průhlednosti vody měřená Secchiho deskou, v období od května do listopadu mezi lety 1988 a 1989, zvýšila o 1,24m (85%; Leach, 1993) a v období 1990-1992 byla průhlednost vody dvojnásobná (Holland, 1993). První výskyt sláviček na Erijském jezeru byl pozorován v letech 1988-1989. Zvýšená průhlednost vody zvyšuje průnik světla a tím i růst rostlin na dně (Alix, 2010).

### 2.10.3 Fytoplankton a zooplankton

V mělkých jezerech může být slávička dominantním konzumentem fytoplanktonu a konkurentem zooplanktonu (Vanderploeg a kol., 2002). Ve Velkých jezerech se s výskytem slávičky snížilo množství fytoplanktonu, což vedlo k poklesu chlorofylu *a*. V Erijském jezeře se průměrné koncentrace chlorofylu *a* snížily mezi lety 1988 a 1989 o 43 % (Leach, 1993). V řece Hudson byl mezi lety 1993 a 1994 predanční tlak na fytoplankton více než 10x větší, než před invazí slávičky a biomasa fytoplanktonu poklesla o 85 % (Caraco a kol., 1997). Byly pozorovány změny ve složení fytoplanktonu, nicméně změny ve složení druhů se vzájemně lišily. V západní části Erijského jezera, Huronském jezeru a v zátocě Saginaw se po výskytu slávičky mnohotvárně objevil sinicový vodní květ. Naopak v řece Hudson se množství rozsivek zvýšilo, zatímco u sinic došlo k výraznému poklesu (Bastviken a kol., 1998). Změny v kompozici fytoplanktonních druhů ve sladkovodním systému mohou záviset na přímém zvýšení průhlednosti vody, či nepřímých dopadech, jako jsou změna světelného režimu, nebo změna v obsahu živin, nebo na dominanci plovoucích skupin, způsobenou filtrací na dně vodního sloupce (Bastviken a kol., 1998).

Slávička silně ovlivňuje hustotu zooplanktonu a jeho složení, a to jak přímo pomocí filtrace, tak nepřímo vzájemnou konkurencí (Jack a Thorp, 2000). MacIsaac a kol. (1995) prokázali, že z vodního sloupce byli odstraněni pouze vířníci a jiný drobný zooplankton. Jack a Thorp (2000) došli k závěru, že slávička může přímo potlačovat jak vířníky, tak i drobné perloočky a možná i drobné buchanky. Winkler a kol. (2005) nicméně prokázali, že v přechodové zóně ústí řeky sv. Vavřince měla invaze slávičky na zooplankton pouze malý vliv, popřípadě neměla vliv žádný, navzdory početní dominanci veligerů.

#### 2.10.4 Společenstvo bezobratlých

Kromě potravní konkurence a změn podmínek v prostředí působí slávička na některé organismy i dalším negativním způsobem, a to jejich porůstáním (Obr. 9). Takto postižený živočich pak musí vynaložit velké úsilí k běžné činnosti potřebné k přežití, jako je hledání a obstarání potravy nebo udržení tělesné teploty. Živočich mající na sobě stovky sláviček je také náchylnější k onemocnění či parazitům (Adams, 2010).



Obr. 9 Koryš postižený porostem slávičky mnohotvárné (převzato z Adamse, 2010)

Slávička zvyšuje kvalitu vody a buduje habitaty s makrofyty a koloniemi sláviček (Vanderploeg a kol., 2002). Tato nová biotopní struktura je výhodná pro mnoho bentických bezobratlých živočichů. Slávička má významný vliv na habitaty bentických bezobratlých spočívající ve zvyšování jejich počtu a rozmanitosti (Lucy, 2005).

Navzdory tomu, že v oblastech kolonií slávičky dochází ke spotřebování kyslíku, poskytují tyto kolonie úkryt před predátory a jsou zásobárnou organického materiálu, čímž napomáhají růstu populací různonožců, ploštěnců a malých plžů. Naopak vytlačují velké plže a některé filtrátory (Lucy, 2005). Sladkovodní mlži jsou v Severní Americe nejvíce ohroženou skupinou fauny. V Severní Americe žilo 297 druhů velevrubovitých (*Unionidae*; Schloesser a kol., 1996), z nichž je 60 % ohroženo a 12 % druhů již vyhynulo. Primární příčinou vyhynutí sladkovodních mlžů byla rozsáhlá degradace stanovišť. V dnešní době je hlavním důvodem úbytku

mlžů introdukce slávičky (Lucy, 2005). Slávička napadá všechny druhy velevrubovitých. Napadenému mlži brání v pohybu, zavrtávání, ale především v otevírání sifonů a dýchání. K uhynutí napadeného mlže dochází nejčastěji vlivem udušení (Claudi a Mackie, 1994). Introdukce slávičky a následné přichycení na velevrubovité bylo pozorováno i v Evropě (Lucy, 2005).

Slávička jakožto invazní druh mlže může sama o sobě potenciálně změnit celou energetickou rovnováhu mezi pelagickou a bentickou částí ekosystému. Vzhledem k tomu, že transport uhlíku a živin do sedimentu v podobě výkalů a pseudovýkalů spolu s růstem primární bentické produkce odvádějí energii z volné vody do oblasti dna (Claudi a Mackie, 1994).

### 2.10.5 Toxické látky

Slávička jako filtrátor ukládá ve svých tkáních i toxické látky, jako je kadmium nebo rtuť. De Kock a Bowmer (1993, citováni v Molloy a kol., 1997) zkoumali přenos kadmia a organických sloučenin chloru z těla slávičky na poláka chocholátého (*Aythya fuligula*). Byl prokázán následný přenos na vejce, která byla menší velikosti, a vliv teratogenních účinků, které mají za následek vyšší mortalitu embryí.

Vzhledem k tomu, že slávička je filtrátor, může ve svých tkáních hromadit škodlivé látky. Tyto látky mohou být přeneseny na člověka, pokud konzumuje maso ryb a vodních ptáků, kteří se živí slávičkami (Molloy a kol., 1997).

Čistota vody zvyšuje průnik světla způsobující rychlé množení vodních rostlin, což může vést ke změně dominance druhů a změnit tak celý ekosystém. Pseudovýkaly produkované filtrací vody se hromadí a vytvářejí škodlivé prostředí. Při rozkladu částic se spotřebovává kyslík, pH se mění na výrazně kyselé a dochází ke vzniku toxických vedlejších produktů. Slávička navíc hromadí organické znečišťující látky ve svých tkáních, a to až do hodnot 300 000x vyšších než v okolním prostředí. Tyto látky se nacházejí v jejích pseudovýkalech, které následně postupují v rámci potravního řetězce, čímž zvyšují míru vystavení volně žijících organismů organickým znečišťujícím látkám (Snyder a kol., 1997). Macksasitorn a kol. (2015) zjistili, že koncentrace polychlorovaných bifenyly (PCB) ve tkáni slávičky má jasnou souvislost s koncentrací PCB v sedimentu, což naznačuje, že slávička může být vstupním článkem pro výskyt PCB v bentické trofické síti

v oblastech blízko pobřeží (Benson, 2016). Polychlorované bifenylly mají karcinogenní účinky a nepříznivý vliv na imunitní systém člověka (Snyder a kol. 1997).

#### **2.10.6 Ekonomické dopady**

Silná byssová vlákna a jejich vysoká přilnavost činí ze slávičky velmi účinného biologického znečišťovatele (znehodnocení nebo vznik závady např. na trupu lodi, nebo mechanickém zařízení v důsledku růstu, nebo aktivity živých organismů). Slávička může přilnout k různým materiálům či konstrukcím a snižovat tím jejich funkčnost, například 1) navigační zařízení, jako jsou bóje a vodní značky, mohou vlivem silného napadení klesnout pod hladinu, 2) komerční rybářské náčiní – pasti, sítě, tenatové sítě (unášené na hladině nebo pod ní) jsou po napadení slávičkou nepoužitelné, pokud nedojde k jejich vyčištění, 3) trupy lodí, které mohou být napadené zvenku či zevnitř (MacIsaac, 1992).

Slávička je tedy znečišťující organismus, což má za následek vážné problémy a škody v průmyslových a elektrárenských infrastrukturách (Tab. 2). Dalším problémem je také agregace sláviček ve vodovodním potrubí, kde brání průtoku vody. Uhynutí sláviček a rozklad jejich těl způsobuje korozi a voda se tak stává závadnou a nepitnou (Birnbaum, 2011). V Severní Americe se škody způsobené slávičkou v průmyslovém odvětví odhadují ročně na 5 miliard dolarů (Minchin a kol., 2002).

Tab. 2 Shrnutí ekonomických a ekologických dopadů (převzato z Minchina a kol., 2002)

Změny v životním prostředí	Změny v průmyslovém odvětví a „rekreaci“
Zanesení pevného substrátu	Ucpání potrubí
Zvýšení průhlednosti vody	Znečištění plavidel (např. ve smyslu zanesení motoru)
Nárůst počtu submerzních makrofyt	Údržba navigačních prostředků
Změny v benthosu	Zranění koupajících (ostré hrany lastury)
Snížení počtu původních velevrubovitých	Koroze vodovodního potrubí
Změny v potravní nabídce pro ostatní vodní živočichy	Teratogenní účinky u ptactva
Změny v trofickém řetězci	Vlivem koroze nepitná voda

## 2.11. Kontrola

Většina účinných způsobů kontroly pro omezení výskytu slávičky je používána pro vodní zařízení, jako jsou přívodní konstrukce, chladicí systémy, přehrady a hráze. Avšak účinná kontrola pro výskyt slávičky ve větších vodních útvech, jako jsou například jezera, neexistuje.

### 2.10.7 Chemická kontrola

V Evropě a Severní Americe se tento problém zmírňuje pomocí chemikálií, a to téměř v celém vodním systému, od vtoku po výpusť. V současné době je nejčastější a neefektivnější metodou chlorování (Birnbaum, 2011). Nicméně tato metoda je používána pouze pro systémy se surovou vodou. Nemůže být použita na otevřené vodní plochy, protože chlor je k životnímu prostředí toxický.



Jednu z nejlepších metod pro minimalizaci přichycení slávičky na konstrukce vystavené jezerní vodě představují antikontaminační prostředky. Toxické antikontaminační prostředky jako např. organokovové sloučeniny a agresivní oksyličovadla však mají negativní dopad na životní prostředí, nicméně i přesto se stále používají. Ačkoli byly vytvořeny některé prostředky, které nejsou škodlivé pro životní prostředí, není možné je vyrábět v dostatečné míře pro komerční využití a jejich výroba je finančně nákladná (Vanderploeg a kol., 2002).

Nedávno byla vytvořena nová metoda založená na chemickém ošetření nazvaná „BioBullet“. Jejím principem je zapouzdření chloru v mikroskopických částicích do materiálu, který slávičky požrou spolu s toxinem. Částice nezkonsumované slávičkou prasknou a během několika hodin se zcela rozpustí, čímž se zabraňuje riziku znečištění širšího ekosystému. Tato metoda je zatím ve fázi testování, nicméně na její vývoj a komercializaci je třeba velkého množství finančních prostředků (Sousa a kol., 2009).

#### **2.10.8 Nechemická kontrola**

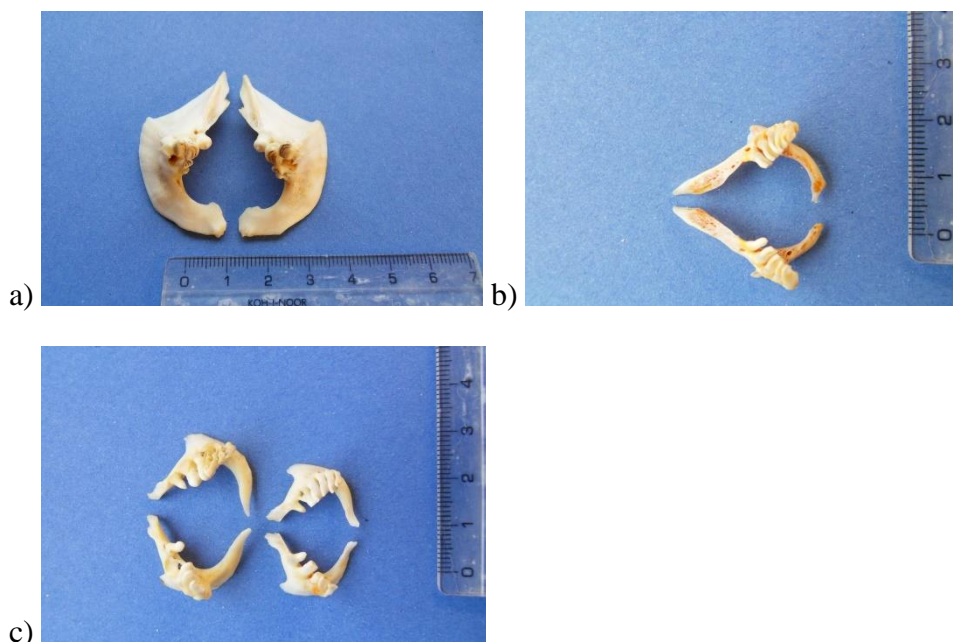
Existují dvě odlišné techniky – proaktivní a reaktivní. Nejrůznější metody využívané v systémech se surovou vodou nemusí být vždy vhodné pro využití u velkých objemů vody a mají své nevýhody a limity. Mezi proaktivní metody patří např. teplotní šok, infiltrační násyp, pískové filtry, UV světlo, elektrošoky a akustické techniky (Claudi a Mackie, 1994).

Biologická kontrola v rybnících a jezerech je efektivní pro snížení populací slávičky, ale nedokáže je zcela vymýtit. Slávička má mnoho přirozených nepřátel (220 druhů), jak v Evropě, tak v Severní Americe, a to jak predátorů, tak i parazitů a ekologických konkurentů (Molloy a kol., 1997).

#### **2.10.9 Predátoři slávičky mnohotvárné**

Některé druhy ryb (např. *Cyprinus carpio*) jsou schopny žít se dospělými jedinci, a to díky drčení požerákovými zuby (Obr. 10), které se nacházejí v jejich hltanu. Díky této morfologické vlastnosti jsou ryby schopny rozdrtit lasturu slávičky, rozemlít ji a posunout do jícnu. Dalšími predátory, kteří se živí slávičkou v evropských vodách jsou cejn velký (*Abramis brama*), cejnek malý (*Bliccab joerkna*) a plotice obecná (*Rutilus rutilus*; Molloy a kol., 1997). Americké a evropské čeledi ryb, které se živí slávičkou, jsou následující: Cyprinidae- kaprovití (7 druhů),

Clupeidae- sled'ovití (3 druhy), Osmeridae- kuruškovití (2 druhy), Percidae- okounovití (2 druhy), and Percichthyidae- paokounovití (1 druh).



Obr. 10 Požerákové zuby a) kapra obecného, b) cejna velkého, c) plotice obecné (foto: Petr Blabolil)

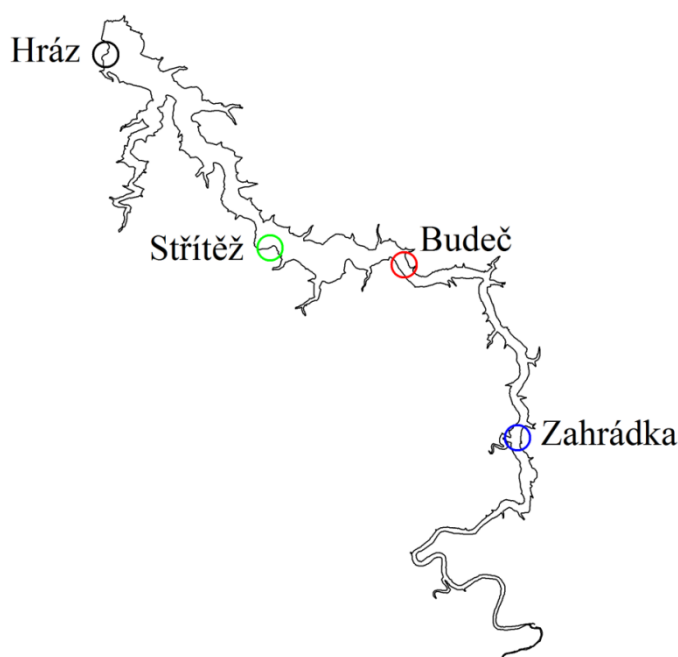
Ačkoli některé ryby (15 druhů) a ptáci (36 druhů) konzumují slávičku ve velké míře, nemusí být nezbytně vhodnými kandidáty na efektivní využití v programu kontroly. Například hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*), který je také původní v oblastech od Černého po Kaspické moře, je predátorem slávičky. Hlaváč byl pravděpodobně zavlečen do Severní Ameriky v balastní vodě. Ačkoli má negativní vliv na slávičku v severoamerických jezerech, nedokáže vymýtit její populaci. Navíc má tato ryba také negativní vliv na původní makrobezobratlé (Lederer a kol., 2006). Vzhledem k tomu, že predátoři obvykle nejsou ve výběru kořisti dostatečně specifictí, nejsou takoví ani bentičtí konkurenti (Molloy a kol., 1997). K biologické kontrole lze využít i bakterie a antibiotické prostředky, např. z rodu *Bacillus*, což jsou moluskoidní prostředky. I zde však musí být biologická kontrola specifická. Nejlepším kandidátem pro biologickou kontrolu slávičky je bakterie *Pseudomonas fluorescens*. V současné době stále probíhá výzkum této metody a financování její komercializace (Molloy a kol., 2013).

Pravděpodobně environmentálně nejbezpečnější variantou prostředků pro biologickou kontrolu jsou vzhledem k jejich vysoké hostitelské specifictě parazité (Molloy a kol., 1997).

### 3. Metodika

#### 3.1 Želivka

Terénní práce byly prováděny ve vodárenské nádrži Želivka, která je také známa pod názvem Švihov (souřadnice středu 15°14'13" v. d., 49°39'17" s. š.). Jedná se o vodárenskou nádrž (VN) na řece Želivka, která slouží jako zdroj pitné vody pro téměř celou středočeskou oblast včetně Prahy. Napuštěna byla v roce 1972. Má délku přibližně 39 km, rozlohu 1602,6 ha, celkový objem tělesa hráze činí  $2,342 \times 10^6 \text{ m}^3$ , maximální hloubku 53,6 m a průměrnou hloubku 18 m (Štefáček, 2010). Sběr materiálu (živých sláviček) probíhal v roce 2014 na 4 lokalitách, a to na Hrázi, Střítěži, Budči a Zahrádce. V roce 2016 probíhal na stejných lokalitách, s výjimkou Střítěže (Obr. 11). Mapa s měřítkem viz Přílohy. VN Želivka patří do soustavy Natury 2000 a to z důvodu třech chráněných živočichů (Bolen dravý *Leuciscus aspius*, Kuřička hadcová *Minuartia smejkalii* a Netopýr černý *Barbastella barbastellus*). Za zmínku také stojí zde se vyskytující ichtyofauna. Dominují zde typické přehradní druhy, jako jsou okoun říční (*Perca fluviatilis*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*) nebo cejn velký (*Abramis brama*). Z dravých ryb se vedle bolena dravého objevuje hojně také štika obecná (*Esox lucius*) a candát obecný (*Sander lucioperca*; P. Blabolil, pers. comm).



Obr. 11 Vodní nádrž Želivka se zakreslenými lokalitami, na kterých probíhal výzkum

### **3.2 Sběr materiálu**

Terénní monitoring probíhal 16. 10. 2014 a 20. - 21. 9. 2016. V roce 2014 byly sledovány čtyři lokality (transekty nebyly rozlišovány), v roce 2016 tři lokality, v rámci nichž byly vybrány tři transekty s odlišnými substráty (písek, kámen, skála). V roce 2014 bylo vzorkování méně detailní, než v roce 2016. Proto se grafy s pokryvností na substrátu lišily. Na každé lokalitě byly zaznamenány GPS souřadnice. Sběr byl proveden dvěma potápěči. Jeden z potápěčů sbíral slávičky do plastových nádob, podle předem připraveného čtvercového vzorkovače, jehož definovaný obsah byl 310,2 cm<sup>2</sup>. Obsah vzorkovače byl spočítán v programu Image J, aby mohla být následně vypočtena densita sláviček v každém metru hloubky. Vzorkovač byl položen vždy ke dnu a následně ohraničené slávičky (v případě pevného přichycení i se substrátem) odebrány. Slávičky byly umístěny do uzavíratelných lahví a vyzvednuty na hladinu. Druhý potápěč zapisoval hloubku ponoru, typ substrátu a procentuální zastoupení sláviček. Po vynoření byly slávičky umístěny do plastových sáčků, které byly následně označeny číslem lokality, transektem, na kterém byl ponor prováděn a hloubkou, ze které materiál pocházel. Po skončení ponorů byly sáčky se slávičkami uloženy do chladicího zařízení.

### **3.3 Teplotní stratifikace**

Na každé lokalitě byla měřena teplotní a kyslíková stratifikace vody, přístrojem (ProODO) a tyto hodnoty zaznamenány. Poté byly v programu Microsoft Office Excell 2010 vytvořeny grafy teplotní stratifikace s vyznačenou termoklinou.

### **3.4 Laboratorní práce**

Laboratorní práce probíhaly v laboratoři HBÚ BC (Hydrobiologický ústav, Biologické centrum AV ČR, v.v.i.). Slávičky byly vyndány z chladicího zařízení, ze sáčků byly přendány do plastové misky, poté byly povařeny v mikrovlnné troubě, aby mohly být snáze otevřeny. Z uvařených sláviček byla vypreparována svalovina a samotné lastury byly vyskládány na plastový tácek s měřítkem a označením dané lokality, transektu a hloubky a vyfoceny fotoaparátem (Canon). Takto byly vyfoceny všechny slávičky ze všech lokalit a transektů (foto viz Přílohy). V případě rozbitých lastur (< 10 %) byly slávičky z výzkumu vyřazeny. Fotografie byly analyzovány v programu Image J změřením všech lastur. Výsledky byly shromážděny v programu Microsoft Office Excell 2010.

### 3.5 Statistické vyhodnocení populační charakteristiky

Byly vyhodnoceny populační parametry populace sláviček, zvláště pro oba roky vzorkování (průměrná pokrývnost na lokalitách, průměrná velikost v závislosti na hloubce a lokalitě, průměrná hustota v závislosti na substrátu a průměrná hustota v závislosti na hloubce).

Statisticky byl testován vliv lokality a hloubky na velikost lastur sláviček. Test byl proveden dvoucestnou analýzou variance (two-way ANOVA), přičemž vysvětlovanou proměnnou byla délka lastury a vysvětlující proměnné byly lokalita a hloubka. Hloubka byla v tomto případě rozdělena do intervalů 2014: 0 - 1, 1 - 3, 3 - 5 m; 2016: 0 - 2, 2 - 4, 4 - 6, > 6 m před analýzou. Roky byly analyzovány každý zvláště, protože hloubky vzorkování se mezi roky lišily.

Ostatní populační parametry nebylo možno statisticky hodnotit, protože pozorování nebylo pro statistickou analýzu dostatečné.

### 3.6 Objemová rychlost a filtrační kapacita

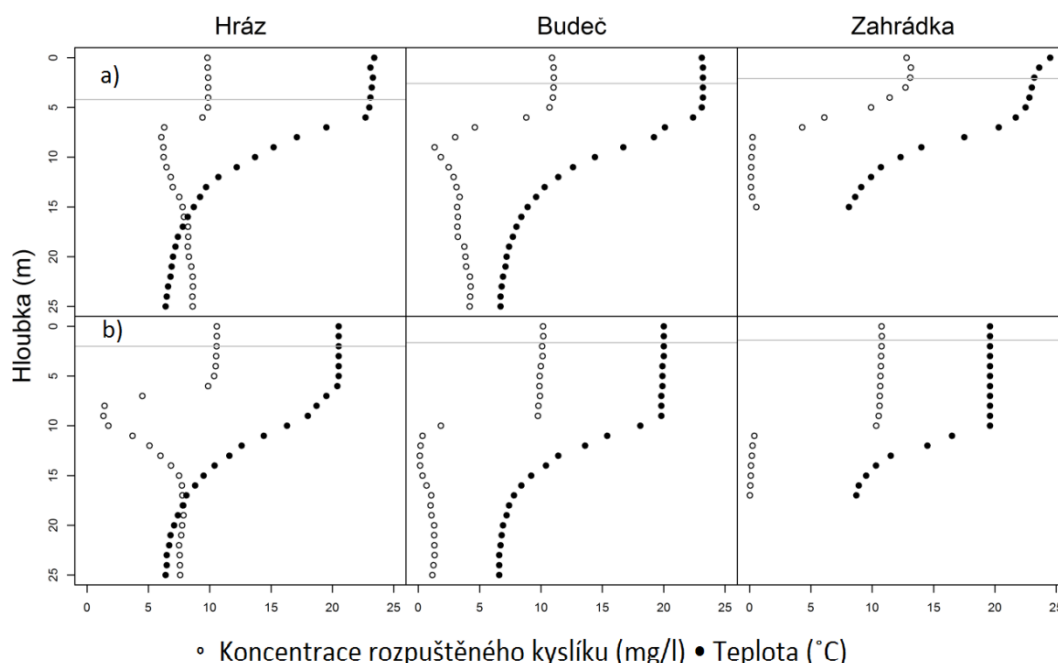
Pro výpočet rychlosti filtrační kapacity byly použity matematické vztahy z literárních pramenů (Lei a kol., 1994). Rychlost filtrace byla vypočítána následovně: nejprve byla vypočítána plocha žaberního aparátu, použitím exponenciálního vztahu  $GA = 1 + SL^{1,9}$ , kde GA je plocha žáber (koeficienty z Lei a kol., 1994) a SL je délka lastury (viz níže). Poté byl vypočítán objem profiltrované vody v závislosti na vypočítané ploše žáber dle lineárního vztahu  $CR = -0,127 + GA * 0,211$ , kde CR je objem profiltrované vody v ml za hodinu (koeficienty z Lei a kol., 1994). Tyto výpočty byly vztaženy na slávičku s průměrnou velikostí z dané lokality, hloubky a roku vzorkování (použit vážený průměr, kdy počet v dané velikosti byl použit jako váha). Poté byl profiltrovaný objem vztažen na početnost sláviček na daném místě (početnost na  $m^2$ ) a vypočítán profiltrovaný objem za den a také čas potřebný k profiltrování objemu vodního sloupce nad daným čtverečním metrem.

## 4. Výsledky

Celkem bylo nasbíráno 2 814 ks sláviček (v roce 2014 1154 ks a v roce 2016 1 660 ks). V roce 2014 byl čas strávený pod vodou 15 hodin, v roce 2016 13 hodin.

### 4.1 Teplotní a kyslíková stratifikace

Teplotní stratifikace byla měřena na každé lokalitě s výjimkou Strítěže. Na grafu byla vyznačena průhlednost vody, která byla měřena Secchiho deskou. Termoklina, tj. hranice, pod kterou výskyt sláviček rapidně klesá (tento limitovaný výskyt je způsoben nedostatkem kyslíku a také nižší teplotou vody) na grafu vyznačena nebyla.

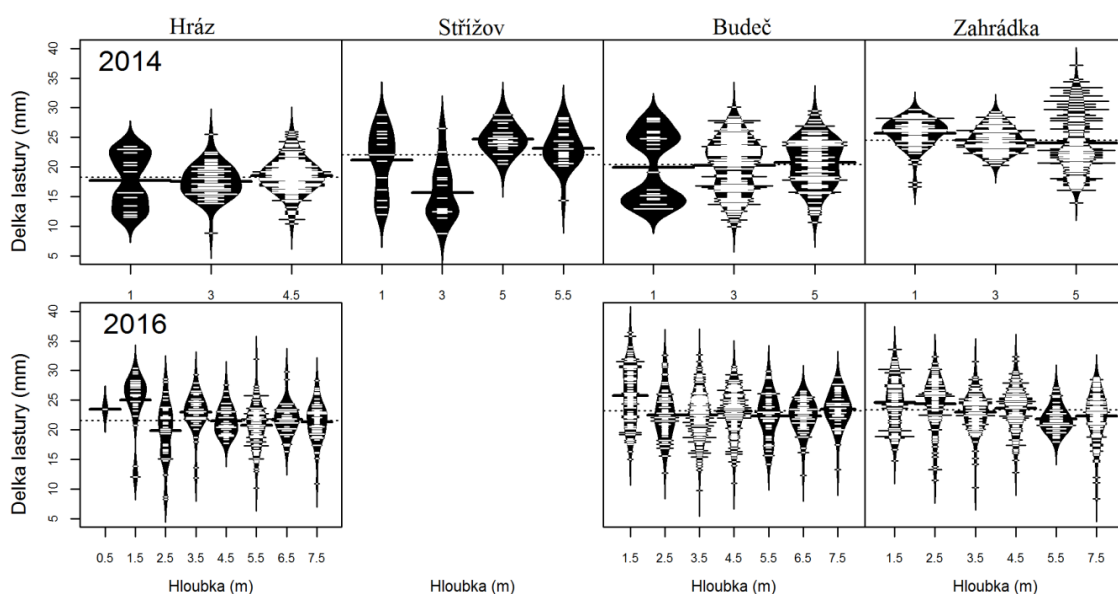


Obr. 12 Teplota vody a koncentrace rozpuštěného kyslíku v závislosti na hloubce  
a) rok 2014 b) rok 2016

Průběh teploty byl v obou letech na všech lokalitách podobný (Obr. 12). Teplota vody v epilimniu se pohybovala okolo 20°C a byla téměř konstantní až do hloubky 5-7 m. V 5 m se nacházela termoklina. Poté se teplota začala dramaticky snižovat, až se ustálila v hloubce 15 m (hypolimnium), kde již byla kolem 7°C. Vyjimkou zde byla teplota vody na lokalitě Zahrádka v roce 2016, kde byly naměřené hodnoty konstantní do hloubky 10 m a až poté začala teplota vody rapidně klesat. Kyslíkový trend byl opět obdobný na všech lokalitách v obou letech a jeho průběh byl podobný jako u teploty. V roce 2014 byla koncentrace kyslíku konstantní

do 5 m (cca 9,85 mg/l), v roce 2016 pak do hloubky 9-10 m (cca 9,78 mg/l). Na Hrázi v obou letech docházelo pouze ke snížení kyslíkové koncentrace v metalimniu (koncentrace poklesla již v 6 m) a poté nárůstu v hypolimniu (ve 20 m se koncentrace pohybovala okolo 7,74 mg/l), zatímco na Budči a především na Zahrádce se v hypolimniu nacházelo téměř anoxické prostředí.

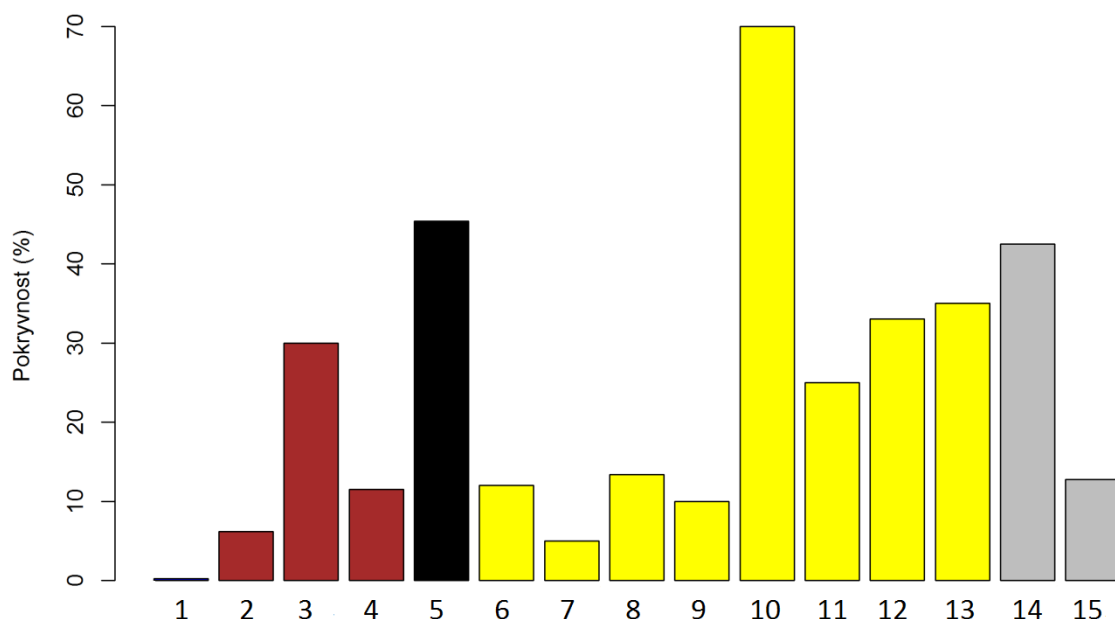
## 4.2 Délka lastury – vliv lokality a hloubky



Obr. 13 Délka lastury sláviček v závislosti na vertikálním a horizontálním gradientu (histogram) s vyznačeným průměrem

Trendem zde bylo zvětšování délky lastur směrem k přítoku, přičemž markantní rozdíl byl pozorován v roce 2014. V obou letech docházelo k mírnému snížení délky lastur na hloubkovém gradientu, signifikantní vliv hloubky byl nalezen pouze v roce 2016 (2014 -  $p = 0,31$ ; 2016 -  $p < 0,001$ ). Na některých lokalitách bimodální distribuce velikosti (na Budči). Průměr naměřených hodnot stoupal směrem k přítoku (Obr. 13), a velikost se signifikantně lišila mezi lokalitami v obou letech (2014 a 2016 -  $p < 0,001$ ). Největší lastury, které byly měřeny v roce 2014, se nacházely v hloubce 5 m, na lokalitě Zahrádka. Nejmenší lastury pak v hloubce 3 m, na lokalitě Hráz, Budeč, Střítež. Největší lastury, které byly měřeny v roce 2016, se nacházely v hloubce 1,5 m, na lokalitě Budeč. Nejmenší lastury pak v hloubce 7,5 m, a to na Zahrádce.

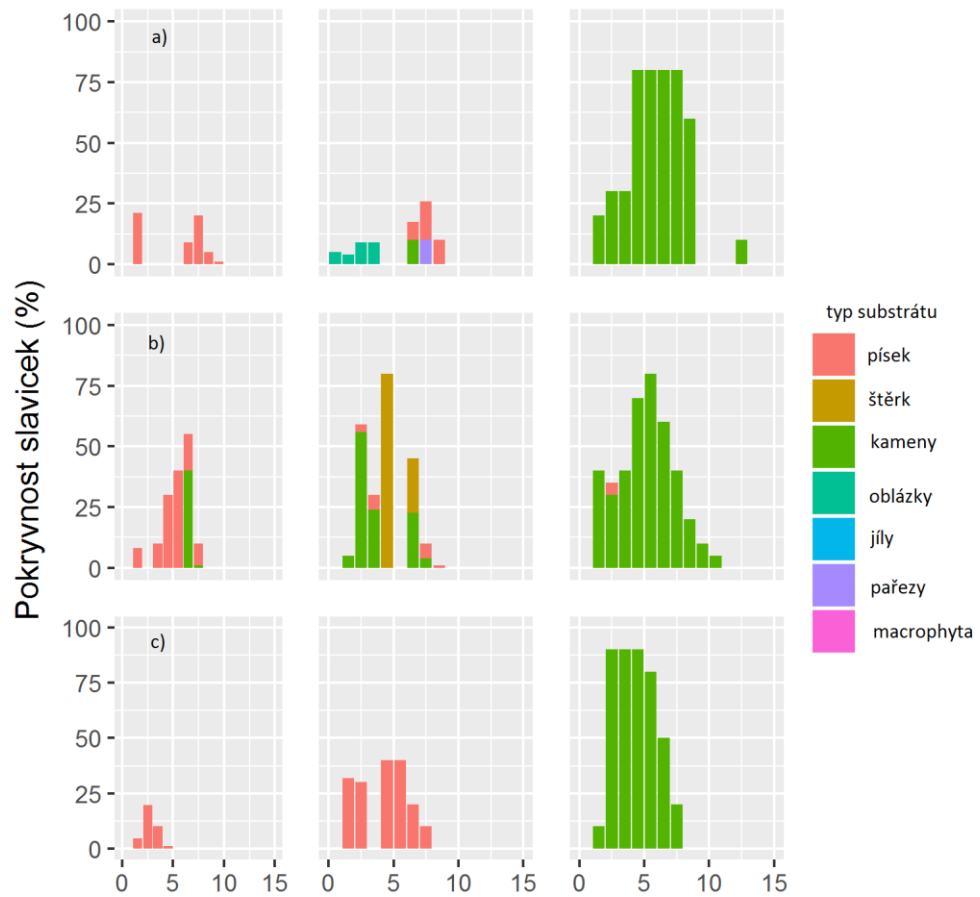
### 4.3 Pokryvnost sláviček na substrátu



Obr. 14 Pokryvnost sláviček na různých typech substrátu - rok 2014, (1) jíly (2) bahno (3) bahno-písek (4) bahno-kameny (5) skály (6) písek (7) písek-šterk (8) písek-bahno (9) písek-bahno-kameny (10) bahno-kameny-pařezy (11) písek-bahno-pařezy (12) písek-kameny (13) písek-kameny-pařezy (14) kameny-bahno (15) kameny-písek

V roce 2014 hodnocení pokryvnosti na jednotlivých typech substrátu ukázalo, že slávičky se nejvíce vyskytovaly na smíšeném substrátu bahno-kameny-pařezy a to v 70% (Obr. 14). Nejméně pak na jílovitém substrátu, zde se jich vyskytovalo pouze 0,25%. Malý výskyt 5% byl zjištěn také na substrátu písek-šterk. Oproti tomu výskyt sláviček na samotném písku byl o něco vyšší, ale slávičky byly přichyceny na ojediněle se vyskytující kameny, či pařezy a to ve drúzách.

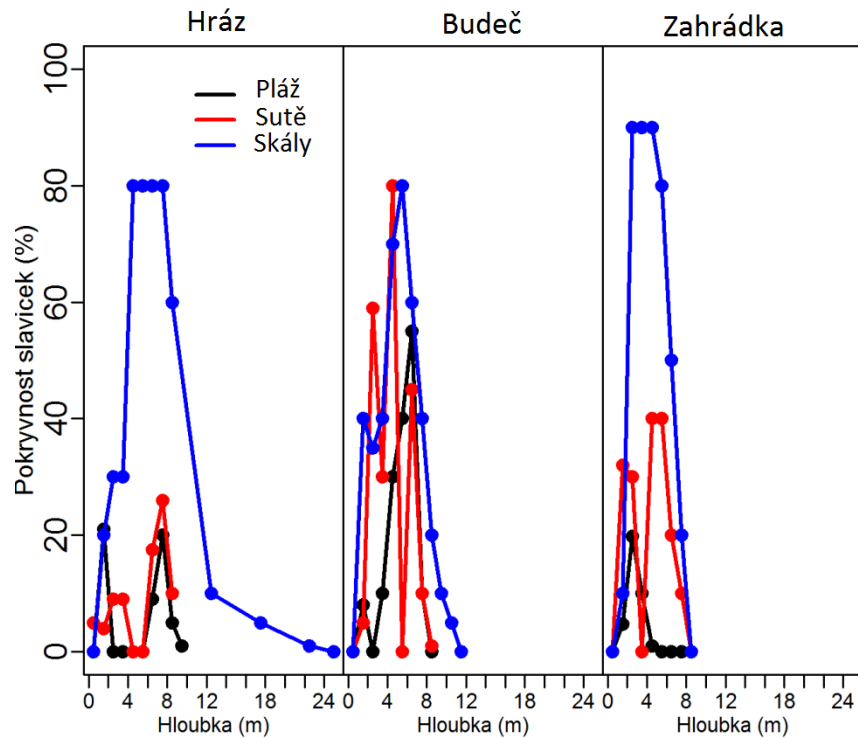




Obr. 15 Pokryvnost slaviček na různých typech substrátu (rok 2016) a) Hráz, b) Budeč c) Zahrádka

V roce 2016 se slávičky nejvíce vyskytovaly na transektu, kde jako substrát převažovaly skály (80 - 90%), na plážích se jednalo o necelých 60% (Obr. 15). Přímou na písku se slávičky nevyskytovaly, ale byly přichycené na pařezy, kameny, a to ve drúzách. Za zmínku zde stojí výskyt sláviček na štěrku (80%).

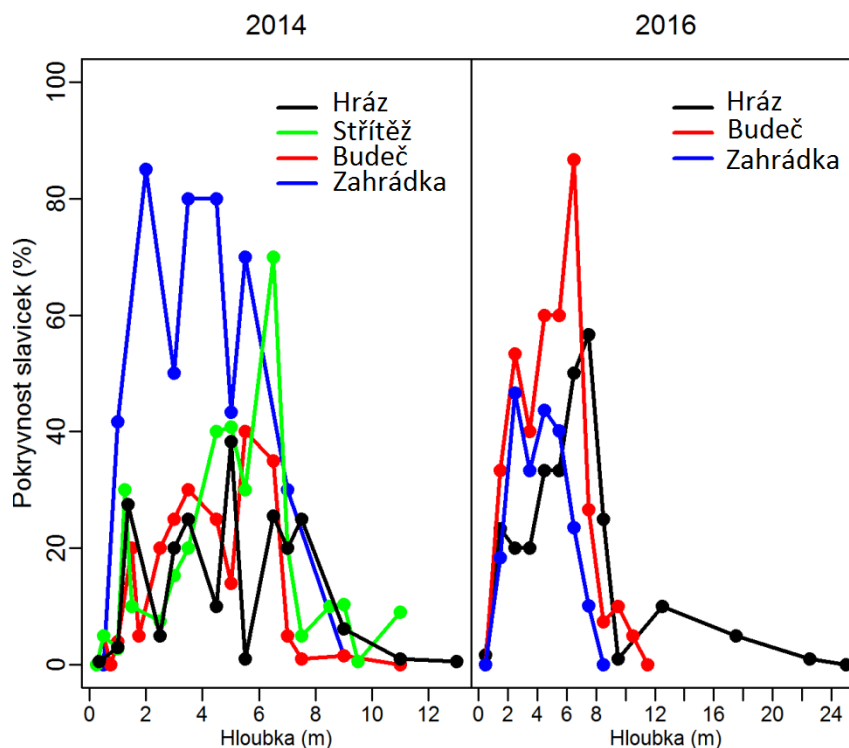
#### 4.4 Pokryvnost sláviček v závislosti na hloubce a substrátu



Obr. 16 Pokryvnost sláviček v závislosti na substrátu (2016)

V roce 2016 se slávičky na všech lokalitách vyskytovaly nejvíce na skalách, méně pak na sutích a nejméně na plážích (Obr. 16). Nejvyšší výskyt byl pozorován v hloubce 1-9 m. Vymykala se pouze Hráz, kde se slávičky vyskytovaly na skalnatém povrchu do větších hloubek. Největší pokryvnost byla na Budči, kde byl pozorován vysoký výskyt sláviček i na plážích, oproti tomu na plážích na Hrázi a na Zahradce byla pokryvnost nejmenší.

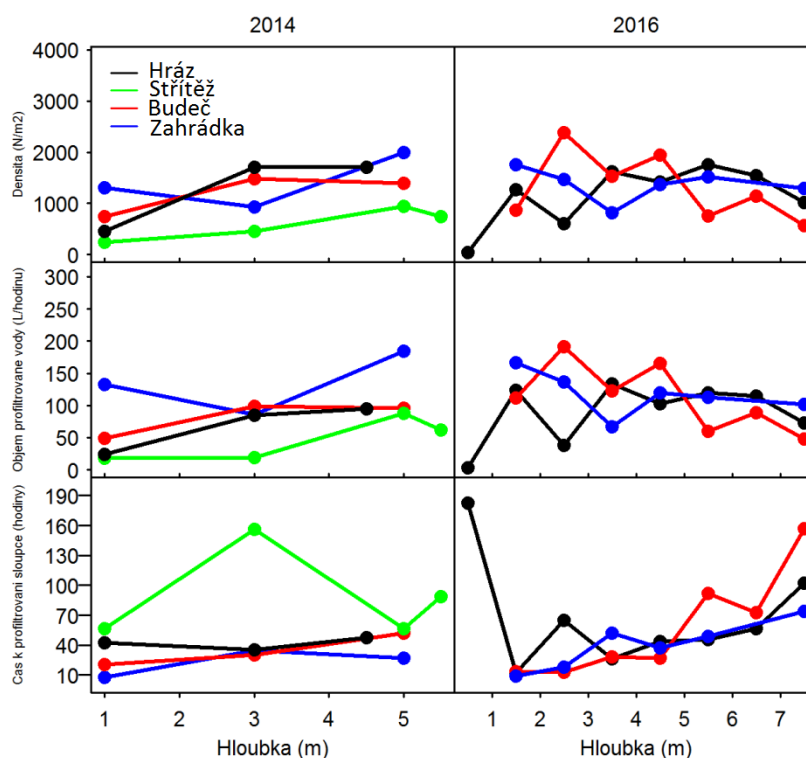
## 4.5 Porovnání celkové pokryvnosti sláviček v roce 2014 a 2016



Obr. 17 Srovnání celkové pokryvnosti sláviček (2014 a 2016)

Mezi roky 2014 a 2016 byl významný rozdíl v menší pokryvnosti na lokalitě Zahrádka a vyšší pokryvnosti na lokalitě Budeč (Obr. 17). Množství sláviček na Hrázi bylo podobné a podobný byl i hloubkový výskyt sláviček.

## 4.6 Filtrační kapacita (FR) a objemová rychlost (CR)



Obr. 18 Čas potřebný k profiltrování vodního sloupce (l/hodina), objem profiltrované vody (l/hodina), celková densita (N/m<sup>2</sup>) sláviček na lokalitách pro rok 2014 a 2016

Densita sláviček byla podobná v obou letech, v roce 2014 mírně stoupala s hloubkou na některých lokalitách, v roce 2016 stoupala pouze na Hrázi (Obr. 15). Nejmenší hustota sláviček v roce 2014 byla 241,7 jedinců/m<sup>2</sup> a to na Strítěži, nejvyšší 1 998,6 jedinců/m<sup>2</sup> na Budči. Průměrná hustota pro rok 2014 byla 1 082,5 jedinců/m<sup>2</sup>. Nejmenší hustota sláviček v roce 2016 byla 32,2 jedinců/m<sup>2</sup> a to na Hrázi, nejvyšší 2 385,4 jedinců/m<sup>2</sup> na Budči. Průměrná hustota pro rok 2016 byla 1 268,8 jedinců/m<sup>2</sup>. Profiltrované objemy reflektují densitu. Čím je densita sláviček menší, tím je i objem profiltrované vody menší a čas potřebný k profiltrování vodního sloupce lineárně stoupá se zvyšující se hloubkou a menší densitou sláviček. (Tabulky s přesnými hodnotami výsledků filtrační kapacity a objemové rychlosti z roku 2014 a 2016 viz Přílohy)

## 5. Diskuze

V této práci byly shrnuty základní informace o slávičce mnohotvárné. Slávička, jakožto invazní druh, ale i významný filtrátor, mění vodní ekosystémy v Evropě a Severní Americe. Nejdůležitější poznatky z metodické části práce jsou následující. Ve vodárenské nádrži Želivka se slávičky nejhojněji vyskytují v hloubce od 1 do 9 m, a to v největších četnostech na tvrdých substrátech. Slávičky žijící ve větších densitách v menší hloubce přefiltrují více vody, než slávičky žijící v menších densitách a ve větší hloubce.

Na výskyt slávičky ve vodní nádrži má vliv teplota a koncentrace rozpuštěného kyslíku (Karatajev a kol., 1998). Z mnoha zjištěných výsledků je patrné, že slávičky se vyskytují nejčastěji do hloubky 9 m, poté jejich četnost značně klesá. Tato hloubka výskytu odpovídá tloušťce epilimnia nádrže, tj. prohráté a dobře okysličené horní části vodního sloupce. McMahon (1996) uvedl, že optimální teplota pro rozmnožování sláviček je 18°C a růst 11-30°C, Sprung (1993) uvedl optimální teplotu pro úspěšný vývoj veligerů 12-24°C. Je patrné, že tyto hodnoty jsou pro slávičky dostupné pouze v epilimnetické části vodního sloupce (naměřená teplota 20-24°C) a teplota tak bude důležitá pro vertikální výskyt sláviček v nádrži. Dalším limitujícím faktorem byla dle mého měření koncentrace kyslíku. Ve střední přítokové části (lokality Budeč a Záhrádka) byla koncentrace rozpuštěného kyslíku v hloubce 11 m tak nízká, že zde panovaly téměř anoxické podmínky. Slávičky jsou vysoce citlivé na koncentraci kyslíku (při teplotě 20°C tolerují nejméně cca 2,3 mg/l, a to pouze po dobu šesti dnů, Caraco a kol., 2000). Je tak zřejmé, že deficity kyslíku ve spodních částech vodního sloupce budou značně limitovat vertikální výskyt slávičky v nádrži. Z tohoto hlediska je i zajímavé srovnání lokality Hráz s ostatními lokalitami. Na Hrázi se slávičky vyskytovaly i pod skočnou vrstvou, i když pouze ve velice malých početnostech a dle mého měření zde nebyl kyslíkový deficit. Naproti tomu na dalších lokalitách k deficitům kyslíku docházelo a slávičky se pod skočnou vrstvou nevyskytovaly. Je tak patrné, že nízká teplota pod skočnou vrstvou značně redukuje růst a pravděpodobně i reprodukci a přežívání sláviček, zatímco deficity kyslíku znemožňují jejich výskyt úplně.

Na nádrži Želivka byla početnost sláviček v hloubkách nad 1 m velmi nízká, často se zde slávičky nevyskytovaly vůbec. Tento jev lze vysvětlit kolísáním vodní

hladiny. Na nádrži Želivka kolísá hladina především v sezónním cyklu (maximálně o 1 m). Slávičky přisedlé v malé hloubce jsou tak ohroženy vyschnutím, což se pravděpodobně pravidelně děje i u juvenilních jedinců přisedlých v těchto obnažovaných příbřežních částech.

Dále bylo posuzováno, zda má vertikální a horizontální gradient vliv na délku lastur sláviček. Yu a Culver (1999) uvedli, že slávičky v litorální zóně (do 2,5 m) a v pelagické zóně (2,5-4 m) rostou rychleji a jsou větší, než jedinci žijící ve větších hloubkách. Zda slávičky v těchto hloubkách rostou rychleji, jsem nemohla posoudit, jelikož na posouzení rychlosti růstu by bylo třeba dlouhodobějšího pozorování, nebo speciálního experimentu, jako je chov sláviček v klecích ve vodních nádržích. Dle mnou zjištěných výsledků se však délka lastury snižovala se zvyšující se hloubkou a také směrem od přítoku k hrázi. Což by odpovídalo zjištěním Yu a Culvera (1999) a mohlo by značit rychlejší růst sláviček v malých hloubkách a blíže přítoku. Větší růst sláviček v malých hloubkách by se dal vysvětlit vyšší teplotou v mělkých příbřežních částech. Podélný gradient v růstu poté zvyšujícím se množstvím potravy (suspendovaných částic a řas) ve směru od hráze k přítoku nádrže. Nádrž Želivka je kaňonovitá nádrž s jediným hlavním přítokem řekou Želivkou. Živiny přinášené z řeky se tak realizují především v přítokové části a jejich dostupnost pro primární producenty klesá směrem k hrázi. To má za následek i nižší gradient v množství řas a suspendovaných částic ve vodním sloupci (Prchalová a kol. 2008) a tím méně potravy pro slávičku.

Dalším posuzovaným faktorem byla pokryvnost sláviček na různých typech substrátu. Burlakovová (1998), Karatajev a kol. (1998), Claudi a Mackie (1994) se shodli, že slávičky se vyskytují nejvíce na pevném substrátu (kámen, skála), méně pak na měkkém substrátu (písek, bahno) a pozorovali i jedince přichycené na makrofytech. Moje výsledky se s těmito tvrzeními do značné míry shodují. Slávičky se v roce 2016 (v roce 2014 nebyly zkoumané lokality rozdělovány na transekty podle typu substrátu tak detailně, jako v roce 2016, byl zaznamenán pouze typ substrátu v dané hloubce) vyskytovaly nejvíce na tvrdých substrátech, jako byly skály, kameny a štěrky. Tento substrát pro ně představuje nejvhodnější podklad pro přichycení. Ovšem vyskytovaly se ve velkých densitách i na měkkém substrátu, jako je písek, jíl či bahno. Zde je ovšem nutné podotknout, že ne na substrátu samém, ale například na pařezech, větvích, nebo na oblázkách, které se na písku ojedinele

nacházely. Ljachnovič a kol. (1994, citováni v Karatajev, 1998) uvedli, že slávičky se na tyto pevné fragmenty přichycují často a formují se do drúz. Tyto drúzy byly při mém průzkumu také objeveny, i když pouze v malém rozsahu. Výskyt na makrofytech nebyl pozorován na žádné lokalitě, avšak prozatím není možné určit proč se slávičky na ponořená makrofyta neuchycovaly.

Dalším sledovaným parametrem byla celková pokryvnost na lokalitách v závislosti na hloubce. V roce 2014 byla největší pokryvnost naměřena na Budči ve 2 m, a to 85 %, dále pak ve 3,5-4,5 m, a to 80 %. V roce 2016 byla největší densita sláviček naměřena opět na Budči v 6,5 m, a to 86 %. Pokryvnost sláviček rapidně klesala od hloubky 9 m. Karatajev (1998) uvedl, že slávičky se vyskytují nejvíce v hloubce 1-5 m, poté výskyt klesá kvůli nedostatku kyslíku. V nádrži v Německu byly největší density sláviček zjištěny v hloubce 15 m, v Itálii v hloubce 20 m. Koncentrace kyslíku a teplota však byla i v těchto hloubkách pro výskyt sláviček dostačující a je tak patrné, že za příhodných podmínek (teplota, kyslík a substrát) mohou slávičky kolonizovat i hlubší části nádrže (Walz, 1973).

Při porovnání pokryvností na lokalitách v roce 2014 a 2016 se výskyt sláviček snížil na Zahrádce o 25 %. Oproti tomu na Hrázi se zvýšil o necelých 20 % a na Budči o necelých 30 %. Zda se výskyt na Strítěži snížil, nebo zvýšil, nelze komentovat, jelikož v roce 2016 zde neprobíhal výzkum. Tyto meziroční výchyly nejsou velké, a když přičteme určitou nekonsistentnost použité metodiky mezi oběma roky, můžeme usoudit, že se pokryvnosti zásadně nezměnily. Slávičky se v nádrži objevily již před řadou let (přesný časový údaj není znám, J. Duras, ústní sdělení) a došlo tak již patrně k ustálení jejich populačních hustot. Karatajev a kol. (1997) totiž uvedl, že po počátečním rozvoji populace dochází k jejich mírnému útlumu a poté ke vcelku stabilnímu stavu (za předpokladů stabilních podmínek v nádrži).

Slávičky jsou velmi úspěšní filtrátoři. Tam, kde se vyskytují, mohou významně změnit trofický dynamismus vodního ekosystému. Filtraci nejvíce ovlivňuje typ, velikost a koncentrace částic, velikost sláviček a teplota vody (Lei a kol., 1996). Zjištění filtrační kapacity a objemové rychlosti profiltrování vodního sloupce se nejčastěji provádí v laboratoři. Celý proces je ovšem složitý a vyžaduje speciální vybavení, které nebylo dostupné. Proto byla filtrační kapacita a objemová rychlost počítána pouze přes matematické vztahy. Zjištěné výsledky tak byly spíše teoretické. Objem profiltrované vody a čas potřebný k profiltrování vodního sloupce záleží

především na densitě, velikosti sláviček a také na hloubce, v jaké se nacházely (Lei a kol., 1996). V roce 2014 byla největší densita sláviček zjištěna na Budči v 5 m, a to 1 998,6 jedinců/m<sup>2</sup>. Tito zde žijící jedinci podle výpočtů potřebovaly k profiltrování vodního sloupce nad nimi (5 tisíc l) 27,1 hodin. Za jeden den tedy profiltrovaly 4 413,5 l vody. Oproti tomu nejmenší hustota sláviček byla naměřena na Strítěži, a to 241,7 jedinců/m<sup>2</sup> v 1 m. I když mají tito jedinci nad sebou vodní sloupec o objemu 1 tisíc l, tak k jeho profiltrování potřebují 56,5 hodin. Za jeden den tak profiltrují pouze 426 l vody. V roce 2016 se hustota sláviček na lokalitách pohybovala okolo 1 270 jedinců/m<sup>2</sup>. Nejmenší hustota byla naměřena v hloubce 0,5 m na Hrázi, a to 32,2 jedinců/m<sup>2</sup>. Slávičky zde profiltrovaly za den pouze 65,6 l vody. Nejvyšší hustota byla naměřena v hloubce 2,5 m na Budči, a to 2 385,4 jedinců/m<sup>2</sup>. Tito jedinci zde za den profiltrovaly 4 596,1 l vody. Vodní sloupec nad nimi (2 500 l) tak profiltrují za 13 hodin. Rychlost filtrace tak stoupá úměrně s densitou a také s menší hloubkou. Reeders a kol. (1993) uvedli, že filtrační schopnost slávičky je vyšší, než 110 ml/h. Z mnoha zjištěných výsledků vyplývá, že průměrná filtrační kapacita slávičky v roce 2014 byla 73 ml/h a v roce 2016 82 ml/h. Tyto výsledky se více shodují s tvrzením Yu a Culvera (1999), kteří uvedli, že filtrační kapacita slávičky se pohybuje mezi 32-80 ml/h v závislosti na hloubce, teplotě a typu potravy.

Průměrná početnost sláviček v roce 2014 byla 1 172 jedinců/m<sup>2</sup> a v roce 2016 1 332 jedinců/m<sup>2</sup>. Tyto hodnoty nejsou tak velké jako například z Velkých kanadských jezer, kde Cuhel a kol. (2013) uvádí hustotu až 400 tisíc jedinců/m<sup>2</sup> a dobře odpovídají hodnotám nalezeným v evropských vodních útvech. Karatajev a kol. (1997) shromáždili data z některých Evropských jezer a vodních nádrží v Polsku, Bělorusku a na Ukrajině a uvádí podobné hodnoty početnosti například na jezeru Narač (Bělorusko), kde byla zjištěna průměrná pokryvnost sláviček 789 jedinců/m<sup>2</sup> či Mazurském jezeru (Polsko) kde průměrná densita sláviček byla 2 000 jedinců/m<sup>2</sup>. V těchto vodních útvech Karatajev a kol. (1997) uvádí, že změny, které nastaly v invadovaných jezerech byly především následující: průhlednost vody se zvýšila dvakrát o původní hodnotu, došlo k nárůstu makrofyt, došlo ke snížení početnosti fytoplanktonu a zooplanktonu a zvýšily se populace především moluskofagních druhů.



Ač nejsou některá data k dispozici, můžeme některé podobné změny zaznamenat i na vodárenské nádrži Želivka. Oproti jiným nádržím jsou zde dobře vyvinutá příbřežní makrofyta a mohou tak svědčit o lepší průhlednosti vody. I když tento fakt však nelze přisoudit pouze slávičkám, ale také skutečnosti, že zde nedochází k velké fluktuaci vodní hladiny a ani k obnažování příbřežních oblastí. Slávičky a i relativní stálost vodní hladiny mohou podporovat růst podvodních makrofyt v nádrži zároveň. Dále rybí obsádka je dominována ploticí obecnou (Matěna a kol., 2015), která je v dospělosti schopná slávičky konzumovat a nárůst početnosti tohoto druhu po invazi slávičky byl popsán z jiných lokalit (Karatajev a kol., 1997). Dále juvenilní jedinci dominantních druhů ryb jako plotice a ouklej ve velké míře migrují v noci do volné vody nádrže (Říha a kol., 2012), což značí nedostatek jejich zooplanktonní potravy v příbřežní části a může nasvědčovat faktu, že zde dochází ke kompetici mezi zooplanktonem a slávičkami o řasy či dokonce kompetici ryb se slávičkami o menší druhy zooplanktonu. U hodnocení vlivu na další složky mi prozatím chyběla relevantní data.

## 6. Závěr

Terénním průzkumem v nádrži Želivka v roce 2014 a 2016 byly zjištěny některé populační charakteristiky invazního mlže slávičky mnohotvárné. Slávička se vyskytuje v celém podélném profilu nádrže, a to především v hloubkách odpovídajících epilimnetické části vodního sloupce. Její největší density byly nalezeny na trdých substrátech. Tyto početnosti odpovídaly početnostem v obdobných typech nádrží a ukazují spíše na ustálený stav populace. Byl také nalezen trend mírného zvětšování délky lastury se vzdáleností od hráze a snižování s hloubkou nádrže. Teoretický výpočet filtrační kapacity sláviček ukázal, že nejrychleji profiltrují slávičky objem vody nad sebou ve hloubkách kolem 1-2 m a nejpomaleji v hloubkách větších 5-7 m.

Tato práce je první, která vyhodnotila distribuci a početnosti slávičky mnohotvárné na nádrži Želivka. Výsledky ukazují, že početnosti tohoto mlže jsou podobné jako na jiných invadovaných evropských lokalitách. Mé výsledky také naznačují, že slávička má pravděpodobně vliv i na další části ekosystému nádrže. Její vliv na další složky ekosystému, však potřebuje další a podrobnější studie zaměřené na konkrétní složky systému.

## 7. Literatura

Ackerman J. D., Sim B., Nichols S. J., Claudi R. (1994): A review of the early life history of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): comparisons with marine bivalves. *Canadian Journal of Zoology*, 72, 1169-1179

Adams N. (2010): Procedures for conducting underwater searches for invasive mussels (*Dreissena* sp.) US Geological Survey, Reston, Virginia

Aldridge D. C., Elliot P., Moggridge G. D. (2004): The recent and rapid spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Great Britain, *Biological Conservation* 119, 253-261

Alix M. (2010): Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population in the newly formed Cardiff Bay, Unpublished PhD thesis, Cardiff University, dostupné z [www.orca.cf.ac.uk/54122/](http://www.orca.cf.ac.uk/54122/)

Bastviken D. T., Caraco N. F., Cole J. J. (1998): Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. *Freshwater biology*, 39(2), 375-386

Bayne B. L. (1976): The biology of mussel larvae, In *marine mussels: their ecology and physiology*, Edited by Bayne B. L., Cambridge University press, Cambridge, 81-120

Bayne B. L., Widdows J., Newell R. I. E. (1977): Physiological measurements on estuarine bivalve molluscs in the field, *Biology of Benthic Organism* (eds Keegan B. F., Ceidigh P. O., Boaden P. J. S.), Pergamon Press, Oxford, 57- 68

Benson A. J., Richerson M. M., Maynard E., Larson J., Fusaro A., Bogdanoff A.K., Neilson M. (2016): *Dreissena rostriformis bugensis*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville

Beran L. (2002): Vodní měkkýši České republiky – rozšíření a jeho změny, stanoviště, šíření, ohrožení a ochrana, červený seznam. – Sborn. Přírodověd. Kl. Uh. Hradiště, Suppl. 10

Bij de Vaate A. (1991): Distribution and aspects of population dynamics of the zebra mussels *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) in the lake IJsselmeer area (The Netherlands), *Oecologia* 86, 40-50

Birnbaum C. (2011): Invasive alien species fact sheet – *Dreissena polymorpha*. In: *Nobanis - european network on invasive alien species* [online]. [cit. 2016-04- 19]. Dostupné z: [https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/d/dreissenapolymorpha/dreissena\\_polymorpha.pdf](https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/d/dreissenapolymorpha/dreissena_polymorpha.pdf)

Borcherding J. (1991): The annual reproductive cycle of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas) in lakes, *Oecologia* 87, 208-218

Bubinas A. D. (1980): Formation of benthic fauna as a food base for fish in the reservoir of the Kaunas hydro electric power plant, *Biol. mokslai* 4, 91-96

Bunt C. M., MacIsaac H. M. J., Sprules W. G. (1993): Pumping rates and projected filtering impacts of juvenile zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie, *Canadian Journal Fisheries Aquatics Science* 50, 1017-1022

Burlakova L. E. (1998): Ecology of *Dreissena polymorpha* (Pallas) and its role in the structure and function of aquatic ecosystems, Candidate dissertation, Zoology Institute of the Academy of Science Republic Belarus, Minsk (Belarus), 167 pp

Caraco N. F., Cole J. J., Raymond P. A., Strayer D. L., Pace M. L., Findlay S. E., Fischer D. T. (1997): Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology*, 78(2), 588-602

Caraco N. F., Cole J. J., Findlay S. E., Fischer D. T., Lampman G. G., Pace M. L., Strayer D. L. (2000): Dissolved oxygen declines in the Hudson River associated with the invasion of the zebra mussel (*Dreissenapolyomorpha*). *Environmental science and technology*, 34, 1204-1210

Carlton J. T. (1993): Disperzal Mechanisms of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), *Zebra mussel Biology, Impacts and control* (eds Nalepa T. F., Schloesser D. W.), CRC press Boca Raton, Florida, 677-697

Claudi R., Mackie G. L. (1994): Practical manual for Zebra mussel monitoring and control, Lewis Publishers, Boca Raton

Coughlan J. (1969): The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions, *Marine Biology* 2, 256- 258.

Cuhel R. L., Aguilar C. (2013): Ecosystem transformations of the Laurentian Great Lake Michigan by nonindigenous biological invaders, *Annual review of marine science*, 5, 289-320

Ecroat E. L., Masteller E. C., Shaffer J. C., Steele L. M. (1993): The byssus of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): morphology byssal thread formation and detachment, *Zebra mussels Biology, Impacts and control* (ed Nalepa T. F a Schloesser D. W.) CRC press, Boca Raton, Florida, 239-263

Elagina T. S., Zyablova T. G., ShubinaE. M. (1978): Distribution and density of *Dreissena polymorpha* Pallas in a heated bay, from Kostromskaya thermal power station, in the Shacha River, In: *Terrestrial and aquatic ecosystems*, 141-145

Feigina Z. S. (1959): Thermal control of *Dreissena polymorpha* with the help of heated water from thermal power plants, *Elektricheskie Stantsii* 10

Fong P. P. (1998): Zebra mussel spawning is induced in low concentration of putative serotonin reuptake inhibitors, *The biological bulletin* 194, 143-149

Garton D. W., Johnson L. (2000): Variaton in growth rates of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, within Lake Wawasee, *Freshwater Biology* 45, 443-451

Griffiths R. W., Schloesser D. W., Leach J. H., Kovalak W. P. (1991): Distribution and disperzal of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes region, *Canadian Journal of fisheries and aquatic science* 48, 1381-1388

Hincks S. S., Mackie G. L. (1997): Effects of pH, calcium, alkalinity, hardness and chlorophyll on the survival, growth and reproductive success of zebra mussel (*Dreissenapolymorpha*) in Ontario lakes, *Canadian Journal of fisheries and aquatic science* 54, 2049-2057

Holland R. E. (1993): Changes in planktonic diatoms and water transparency in Hatchery Bay, bass island area, western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel, *J. Great Lakes Res.* 19, 617-624

Horvath T. G., LambertiG. A. (1999): Recruitment and growth of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in a coupled lake-stream system. *Arch. Hydrobiol.* 145, 197-217

Hunter R. D., Bailey J. F. (1992): *Dreissena polymorpha* (zebra mussel): colonization of soft substrate and some effects on unionid bivalves, *The nautilus* 106, 60-67

Jack J. D., Thorp J. H. (2000): Effects of the benthic suspension feeder *Dreissena polymorpha* on zooplankton in large river, *Freshwater biology* 44, 569-579

Johnsson L. E., Carlton J. T. (1996): Post-establishment spread in large scale invasions: disperzal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*, *Ecology* 77, 1686-1690

Johnsson L. E., Ricciardi A., Carlton J. T. (2001): Overland disperzal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boating, *Ecological applications* 11, 1789-1799

Karatayev A. Y. (1983): Ecology of *Dreissena polymorpha* Pallas and its effects on macrozoobenthos of a thermal power plant cooling reservoir. Candidate Dissertation, Zoology Institute of Academy of Science Belorussian SSR, Minsk, Belarus

Karatayev A. Y., Burlakova L. E. (1995): The role of *Dreissena* in lake ecocystems, *Ecology* 26, 207-211

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., Burlakova L. E., Padilla D. K. (1998): Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pallas), *Journal of shellfish research* 17, 1219-1235

Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Padilla D. K., Johnsson L. E. (2003): Patterns of spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*, Pallas): the continuing invasion of Belarussian Lakes, *Biological invasions* 5, 213- 221

Kraft C. E., Johnson L. E. (2000): Regional differences in rates and patterns of North American inland lake invasions by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*), *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57, 993-1001

Leach J. H. (1993): Impacts of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on water quality and fish spawning reefs in western Lake Erie, *Zebra Mussels: Biology, Impacts and Control* (eds Nalepa T. F. a Schloesser D. W.), Lewis Publishers, Michigan, 381- 397

Lederer A., Massart J., Janssen J. (2006): Impact of round gobies (*Neogobius melanostomus*) on dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) and the associated macroinvertebrate community across an invasion front, *Journal of Great Lakes Research*, 32, 1-10

Lei J., Payne B. S., Wang S. Y. (1996): Filtration dynamics of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53, 29-37

Ložek V. (1951): Malakozoologické novinky z ČSR, *Časopis Národního muzea, Řada přírodovědná* 118/119, 1949/50, 31-34

Lucy F. (2005): The dynamics of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) populations in Lough Key, PhD dissertation, Institute of Technology, Sligo

Ludyanskiy M. L. (1993): Recent introductions of *Dreissena* and other forms to North America\_the Caspian Sea/Black sea connection, *Zebra mussels biology, Impacts and control* (eds Nalepa T. F. a Schloesser D. W.) CRC press, Boca Raton, Florida, 699-704

Mackie G. L., Schloesser D. W. (1996): Comparative biology of zebra mussels in Europe and North America: an overview, *American Zoologist* 36, 244-258

MacIsaac H. J., Sprules W. G., Johannsson O. E., Leach J. H. (1992): Filtering impacts of larval and sessile zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie, *Oecologia* 92, 30- 39

MacIsaac H. J. (1994): Size selective predation on zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) by crayfish (*Orconectes propinquus*), Journal of the North American Benthological Society, 206-216

Macksasitorn S., Janssen J., Gray K. A. (2015): PCBs refocused: Correlation of PCB concentrations in Green Bay legacy sediments with adjacent lithophilic, invasive biota. Journal of Great Lakes Research 41, 215-221

Madon S. P., Schneider D. W., Stoeckel J. A., Sparks R. E. (1998): Effects of inorganic sediment and food concentrations on energetic processes of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*: implication for growth in turbid rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55, 401-413

McIvor A. L. (2004): Freshwater Mussels as Biofilters. University of Cambridge, UK. (PhD Thesis)

McLaughlan C., Aldridge D. C. (2013): Cultivation of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) within their invaded range to improve water quality in reservoirs, Water research 47, 4357-4369

McMahon R. F. (1996): The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe, American Zoologist 36, 339-363

Mikheev V. P. (1964): Linear growth of *Dreissena polymorpha* Pallas in some reservoirs of the European USSR, Tr. Ins. Biol, Vod Akad Nauk SSSR, 55-64

Mikheev V. P., Novik N. V. (1971): Underwater observations on distribution of *Dreissena* in reservoirs. Tr. Vses. Nauchno. 18, 130-134

Minchin D., Lucy F., Sullivan M. (2002): Zebra mussel: Impacts and spread. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. and Olenin, S. (eds) Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 135-146

Minchin D., Lucy F., Sullivan M. (2005): Ireland: a frontier for the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas), Oceanological and hydrobiological studies 1, 19-30

Molloy D. P., Karatayev A. Y., Burlakova L. E., Kurandina D. P., Laruelle F. (1997): Natural enemies of zebra mussels: Predators, parasites and ecological competitors. Rev. Fisheries Sci. 5, 27-97

Molloy D. P., Mayer D. A., Giamberini L., Gaylo M. J. (2013): Mode of action of *Pseudomonas fluorescens* strain CL145A, a lethal control agent of dreissenid mussels (Bivalvia: Dreissenidae). Journal of invertebrate pathology 113, 115-121

Morton B. S. (1969): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* Pall. III., Populations dynamics, Proceedings of the malacological society 38, 471-482

Morton B. (1993): The anatomy of *Dreissena polymorpha* and the evolution and success of the Heteromyarian from in the Dreissenoida, Zebra mussels Biology, Impacts and control (eds Nalepa T. F., Schloesser D. W.), CRC press Boca Raton, Florida, 185-215

Nichols S. J. (1996): Variations in the reproductive cycle of *Dreissenapolyomorpha* in Europe, Russia and North America, American Zoologist 36, 311-325

Obrázek 1 : <http://slideplayer.com/slide/8206711/>

Obrázek 3 : <http://ucanr.edu/sites/WAEMAP/files/137109.jpg>

Obrázek 6 : <http://portal.nature.cz/nd/imgout/sitmap634303.png>

Ondřej Machač. *Dreissena polymorpha* – slávička mnohotvárná. *Natura Bohemica*. [online]. 3.10.2008 [cit. 2016-04-19]. Dostupné z: <http://www.naturabohemica.cz/dreissena-polymorpha/>

Pathy D. A., Mackie G. L. (1991): Life history and demographics of the zebra mussel (*Dreissenapolyomorpha*) in Lake St Clair, Environmental research: technology transfer conference. Environment Ontario, Toronto

Prchalová M., Kubečka J., Vašek M., Peterka J., Sed'a J., Jůza T., Říha M., Jarolím O., Tušer M., Kratochvíl M., Čech M., Drašík V., Frouzová J., Hohausová E. (2008): Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir. *Journal of Fish Biology* 73: 54-78

Ram J. L., Fong P. P., Garton D. W. (1996): Physiological aspects of Zebra mussel reproduction, maturation, spawning and fertilization, *American zoologist* 36, 326-338

Ramcharan C. W., Padilla D. K., Dodson S. I. (1992): Model to predict potential occurrence and density of the zebra mussel, *Canadian journal fisheries and aquatic sciences* 49, 2611-2620

Reeders H. H., de Vaate A. B. (1990): Zebra mussels (*Dreissenapolyomorpha*): a new perspective for water quality management, *Hydrobiologia* 200, 437-450

Reeders H. H., de Vaate A. B., Noordhuis R. (1993): Potential of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) for water quality management, *Zebra mussels Biology, Impacts and control* (eds Nalepa T. F., Schloesser D. W.), CRC press Boca Raton, Florida, 439-451



Ricciardi A. (2003): Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions, *Freshwater biology* 48, 972-981

Říha M., Jůza T., Prchalová M., Mrkvička T., Čech M., Draštík V., Muška M., Kratochvíl M., Peterka J., Tušer M., Vašek M., Kubečka J. (2012): The size selectivity of the main body of a sampling pelagic pair trawl in freshwater reservoirs during the night. *Fisheries Research*, 127-128, 56-60

Sergeeva I. S. (2008): The phenotypic diversity of *Dreissena polymorpha* (Pallas) in the Northeastern part of its range, *Inland Water Biology* 1, 248-254

Scheffer M., Hosper S. H., Meijer M. L., Moss B., Jeppesen E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes, *Trends in ecology and evolution* 8, 275-279

Schloesser D. W., Nalepa T. F., Mackie G. L. (1996): Zebra mussel infestation of unionid bivalves (Unionidae) in North America. *American Zoologist*, 36, 300-310

Schneider D. W., Madon S. P., Stoeckel J. A., Sparks R. E. (1998): Seston quality controls zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) energetics in turbid rivers. *Oecologia* 117, 331-341

Smirnova N. F., Biochino G. I., Vinogradov G. A. (1993): Some aspects of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the former European USSR with morphological comparisons to Lake Erie, *Zebra mussels Biology, Impacts and control* (eds Nalepa T. F., Schloesser D.W.), CRC Press, Boca Raton, Florida, 217-226

Snyder F. L., Hilgendorf M. B., Garton D. W. (1997): *Zebra mussels in North America*. Ohio Sea Grant College Program, National Oceanic and Atmospheric Administration

Sousa R., Gutierrez J. L., Aldridge D. C. (2009): Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions* 11, 2367-2385

Spooner D. E., Vaughn C. C. (2006): Context-dependent effects of freshwater mussels on stream benthic communities, *Freshwater Biology* 51, 1016-1024

Sprung M. (1993): The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*, *Zebra mussels Biology, Impacts and control* (eds Nalepa T. F., Schloesser D. W.), Lewis Publisher, Michigan, 39-53

Stoeckel J. A., Schneider D. W., Soeken L. A., Douglas Blodgett K., Sparks R. E. (1997): Larval dynamics of a riverine metapopulation: implications for zebra mussel recruitment, dispersal and control in a large river system, *Journal of the North American benthological society* 16, 586-601

Strayer D. L. (1991): Projected distribution of the zebra mussel (*Dreissenapolyomorpha*) in North America, Canadian journal fisheries aquatic sciences 48, 1389-1395

Štefáček S. (2010): Encyklopedie vodních ploch Čech, Moravy a Slezska. Nakl. Libri.

Tankersley R. A., Dimock R. V.(1993): The effect of larval brooding on the respiratory physiology of the freshwater unionid mussel *Pyganodon cataracta*. American Midland Naturalist 130, 146-163

Ussery T. A., McMahon R. F. (1994): Comparative study of the dessication resistance of zebra mussels (*Dreissenapolyomorpha*) and quagga mussels (*Dreissenabugensis*) Proceedings of the fourth international zebra mussel conference, Madison, Wisconsin

Vanderploeg H. A., Nalepa T. F., Jude D. J., Mills E. L., Holeck K. T., Liebig J. R., Ojaveer H. (2002): Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59, 1209-1228

Winkler G., Sirois P., Johnson L. E., Dodson J. J. (2005): Invasion of an estuarine transition zone by *Dreissena polymorpha* veligers had no detectable effect on zooplankton community structure, Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 62, 578-592

Yu N., Culver D. A. (1999): In situ survival and growth of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) under chronic hypoxia in a stratified lake. Hydrobiologia 392, 205–215

## 8. Přílohy



Obr. 19 Slávička mnohotvárná ve svém přirozeném prostředí (foto: Petr Blabolil)



Obr. 20 Plastové nádoby na sběr vzorků (foto: Martina Merzová)



Obr. 21 Slávičky před měřením (foto: Martina Merzová)



Obr. 22 Čtvercový vzorkovač (foto: Martina Merzová)



Obr. 23 Zpracování a měření slavíček (foto: Martina Merzová)

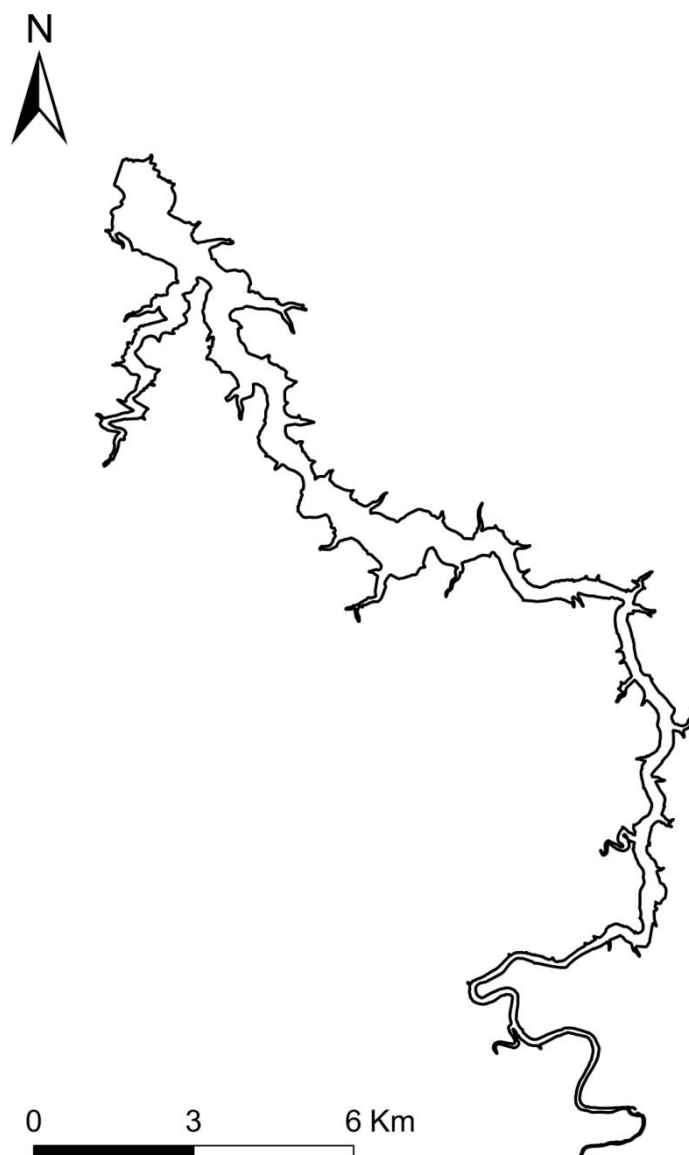
ndop.nature.cz/?isoptoken=738774076ce0668ae925e9ddace7ae15c9a5844f

**Nálezová data** | Číselníky | Nastavení

Zavřít Ulož Zruš změny Smaž akci Duplikuj Duplikuj s nálezů Počet nálezů na list: 50 Zobrazit list: 1

ID: 9806769 Čas. určení: Suma nálezů: 1 Vložil:   
 Datum: Od: 20.09.2016 Do: 20.09.2016 D Změnil:   
 Lokalizace: UN Želivka 9 S-JTSK X: -690511,01 Y: -1102272,99 Nadm. výška:   
 UN Želivka 9, B: 6062632, Pole sitmap:6357 WGS84 sš: 49.620732045; vd: 15,250169014; Přesnost: 0   
 Nálezce: Biaboll Petr Zdroj: Merzová, Říha: Stav a role invazního mžže slavíčky mnohotvárné (Dreissena polymorpha) ve vodárenské nádrži Želivka (Diplomová práce)   
 Merzová Martina   
 Projekt: Sběr floristických a faunistických nálezů Datová sada: Nálezová data ochrany přírody (NDOP v1.); ředitelství AOPK   
 Skrytí vše (nález + lokalizace) do: Skrytí lokalizaci do:   
 Nový nález Smaž vybrané Duplikuj vybrané neexpandovat nový Kategorie taxonu: Řadit nálezy: ID Fav   
 Č. ID Taxon\* 0 snímků Odhad Počet Počítáno Relativní počet Véroh. Skrytí nález do Ne   
 1 39226060 Dreissena polymorpha schránky 2-ojediněle 1   
 Etologie: Validizační pozn.   
 Identifikace: vizuálně Coll.   
 Metoda sb.: pozorování Det.   
 Poznámka: Pův.jménc.   
 Reference:   
 Umístění nálezu: Popis biotopu: Strukturovaná poznámka: Taxonomická poznámka:   
 Dno písčité, ojediněle macrophyta. Výskyt slavíčky do 4 metrů, poté vzácně do 9 metrů.

Obr. 24 Odeslání dat do nálezové databáze Agentury Ochrany Přírody a Krajiny (AOPK)



Obr. 25 Mapa vodní nádrže Želivka s měřítkem

Tab. 3 Filtrační dynamika slávičky na vodní nádrži Želivka pro rok 2014 (N/m<sup>2</sup> – počet sláviček na m<sup>2</sup>, CR váha- vážená objemová rychlost na habitat, CR hodina- profiltrovaný objem vody za hodinu, CR den- profiltrovaný objem vody za den, objem vody (l)- objem vodního sloupce nad plochou, CR čas (hodina)- čas potřebný k profiltrování vodního sloupce, CR čas (den)- čas potřebný k profiltrování vodního sloupce

Hloubka- průměr (m)	Lokalita	N/m <sup>2</sup>	CR váha	CR hodina	CR den	Objem vody (l)	CR čas (hodina)	CR čas (den)
1	Budeč	1305,56	101,34	132,31	3175,57	1000	7,55	0,31
1	Zahrádka	741,43	66,35	49,19	1180,68	1000	20,32	0,84
1	Střítěž	241,77	73,08	17,67	424,10	1000	56,58	2,35
1	Hráz	451,30	52,05	23,49	563,77	1000	42,57	1,77
3	Budeč	926,79	92,80	86,00	2064,18	3000	34,88	1,45
3	Zahrádka	1476,41	66,62	98,37	2360,90	3000	30,49	1,27
3	Střítěž	451,30	42,45	19,16	459,89	3000	156,55	6,52
3	Hráz	1708,52	49,82	85,13	2043,17	3000	35,23	1,46
4,5	Hráz	1708,52	55,14	94,22	2261,30	4500	47,76	1,99
5	Budeč	1998,64	92,01	183,89	4413,55	5000	27,18	1,13
5	Zahrádka	1386,15	68,95	95,57	2293,81	5000	52,31	2,17

5	Střítež	934,85	93,95	87,83	2108,09	5000	56,92	2,37
5,5	Střítež	741,43	83,67	62,03	1488,85	5500	88,65	3,69

Tab. 4 Filtrační dynamika slávičky na vodní nádrži Želivka pro rok 2016 (N/m<sup>2</sup> – počet sláviček na m<sup>2</sup>, CR váha- vážená objemová rychlost na habitat, CR hodina- profiltrovaný objem vody za hodinu, CR den- profiltrovaný objem vody za den, objem vody (l)- objem vodního sloupce nad plochou, CR čas (hodina)- čas potřebný k profiltrování vodního sloupce, CR čas (den)- čas potřebný k profiltrování vodního sloupce

Hloubka - průměr (m)	Lokalita	N/m <sup>2</sup>	CR váha	CR hodina	CR den	Objem vody (l)	CR čas (hodina)	CR čas (den)
0,5	Hráz	32,23	84,85	2,73	65,64	500	182,79	7,61
1,5	Budeč	870,37	128,12	111,51	2676,35	1500	13,45	0,56
1,5	Hráz	1267,95	97,13	123,16	2955,98	1500	12,17	0,50
1,5	Zahrádka	1756,87	94,74	166,44	3994,77	1500	9,011	0,37
2,5	Budeč	2385,48	80,28	191,50	4596,17	2500	13,05	0,54
2,5	Hráz	596,37	64,38	38,39	921,55	2500	65,10	2,71
2,5	Zahrádka	1466,74	93,19	136,68	3280,53	2500	18,28	0,76
3,5	Budeč	1529,42	79,94	122,26	2934,34	3500	28,62	1,19
3,5	Hráz	1611,81	82,61	133,16	3195,93	3500	26,28	1,09



3,5	Zahrádka	811,278	82,36	66,81	1603,66	3500	52,37	2,18
4,5	Budeč	1944,91	84,90	165,14	3963,40	4500	27,24	1,13
4,5	Hráz	1418,39	72,27	102,51	2460,43	4500	43,89	1,82
4,5	Zahrádka	1370,03	87,45	119,82	2875,74	4500	37,55	1,56
5,5	Budeč	757,55	78,86	59,74	1433,89	5500	92,05	3,83
5,5	Hráz	1756,87	68,36	120,10	2,60	5500	45,79	1,90
5,5	Zahrádka	1515,10	74,28	112,55	1,35	5500	48,86	2,03
6,5	Budeč	1144,38	77,91	89,16	2139,86	6500	72,90	3,03
6,5	Hráz	1547,33	74,15	114,74	2753,83	6500	56,64	2,36
7,5	Budeč	558,76	85,70	47,89	1149,36	7500	156,60	6,52
7,5	Hráz	1015,44	72,07	73,18	1756,47	7500	102,47	4,26
7,5	Zahrádka	1289,44	78,77	101,57	2437,88	7500	73,83	3,07