

PALACKÉHO UNIVERZITA V OLOMOUCI  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



Vybrané populační charakteristiky u žábronožky sněžní  
(*Eubbranchipus grubii*) z různých biotopů

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Kateřina Konečná  
Vedoucí práce: Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

2012

PALACKÝ UNIVERSITY IN OLOMOUC  
Faculty of science  
Department of ecology and and enviromentalal sciences



Selected population characteristics in fairy shrimp *Eubranchipus grubii* from various vernal pools

Thesis

Author: Bc. Kateřina Konečná  
Supervisor: Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

2012

## **ABSTRAKT**

Práce je zaměřena na kriticky ohrožený druh *Eubbranchipus grubii*, který je především ovlivňován úbytkem vhodných biotopů, jimiž jsou malé a střední vodní plochy - periodické tůňe a lesní rozlivy v lužních lesích. Výzkum probíhal na dvou lokalitách v CHKO Litovelské Pomoraví a jedné lokalitě na Jižní Moravě v jarní periodické tůni a lesním rozlivu. Cílem práce bylo získat více informací o populacích *Eubbranchipus grubii* a zjistit rozdíly v rychlosti růstu na jednotlivých lokalitách mezi jarní periodickou tůní a lesním rozlivem a rozdíly srovnat v jednotlivých letech. Výzkum probíhal ve třech letech (2010, 2011, 2012) a pro srovnání byla přidána data ze starší studie v roce 2008. Na všech lokalitách byly zjištěny rozdíly v rychlosti růstu jedinců a jejich velikosti, závislost počtu vajíček na velikosti samic se nepodařilo prokázat. Při studii distribuce vajíček bylo zjištěno větší množství vajíček v střední části tůňe a také na severní straně tůňe.

*Klíčová slova: Anostraca, Eubbranchipus grubii, Litovelské Pomoraví, Hodonínsko, periodická tůň, rychlost růstu.*

## **ABSTRACT**

This diploma thesis is aimed on an endangered species *Eubrachipus grubii*, which is first of all influenced by decrease of suitable habitats, such as small and middle water sheets - periodic pools and forest flooding in a floodplain forest. The research was held in two areas, the protected landscape area Litovelské Pomoraví and in the South Moravia, in the spring periodic pools and the forest flooding. The aim of the thesis was to gather more informations about the populations of *Eubrachipus grubii* and reveal the differences in the growth rate between spring periodic pools and forest flooding on several localities. Data from three years (2010, 2011, 2012) were obtained and compared and additional data from older thesis from 2008 were used. Differences in the rate of the growth and size of the individuals were revealed in all localities, however no relationship between the egg counts and the size of the female wasnt documented. A pattern in the egg spatial distribution was found, they were the most abundant in the middle and north side of the pool.

*Keywords: Anostraca, Eubrachipus grubii, growth rate, Litovelské Pomoraví, Hodonínsko, temporary pool*

Prohlašuji, že předloženou práci jsem vypracovala samostatně. Veškerou literaturu a další zdroje, z nichž jsem při zpracování čerpala, v práci řádně cituji a jsou uvedeny v seznamu použité literatury.

V Olomouci dne.....

.....

## **PODĚKOVÁNÍ**

Děkuji doc. RNDr. Martinu Rulíkovi, Ph.D. za odborné vedení mé práce, za jeho čas, ochotu, cenné rady a především trpělivost. Dále bych ráda poděkovala především mé rodině a přátelům za veškerou pomoc a podporu.

# OBSAH

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>LITERÁRNÍ PŘEHLED</b> .....	<b>10</b>
2.1	Lužní lesy, periodické tůně a jejich ochrana.....	10
	<i>Obecná charakteristika lužního lesa</i> .....	10
	<i>Ochrana lužních lesů</i> .....	11
	<i>Periodické tůně a rozlivy</i> .....	12
2.2	Studovaný druh .....	13
	<i>Obecná charakteristika a morfologie druhu</i> .....	13
	<i>Biotop</i> .....	15
	<i>Životní cyklus</i> .....	16
	<i>Trvalá vajíčka a tzv. egg banks u žábřonožek</i> .....	17
	<i>Kladení vajíček</i> .....	17
	<i>Charakteristiky egg banks</i> .....	19
	<i>Disperze vajíček</i> .....	20
	<i>Líhnutí</i> .....	21
	<i>Ohrožení a ochrana</i> .....	22
<b>3</b>	<b>CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ A LOKALITY</b> .....	<b>23</b>
3.1	Zájmové území Jižní Moravy - Hodonínsko .....	23
3.2	Zájmové území Střední Moravy - Litovelského Pomoraví.....	24
3.3	Charakteristika odběrových lokalit .....	25
<b>4</b>	<b>MATERIÁL A METODY</b> .....	<b>30</b>
4.1	Odběr a zpracování vzorků .....	30
4.2	Odebírání sedimentu pro zjišťování distribuce vajíček .....	33
4.3	Zpracování dat .....	34
<b>5</b>	<b>VÝSLEDKY</b> .....	<b>35</b>
5.1	Růstové charakteristiky.....	35
5.2	Závislost počtu vajíček na velikosti těla samic.....	47
5.3	Distribuce vajíček v sedimentu.....	49
<b>6</b>	<b>DISKUZE</b> .....	<b>52</b>
<b>7</b>	<b>ZÁVĚR</b> .....	<b>58</b>
	<b>LITERATURA</b> .....	<b>60</b>

# 1 ÚVOD

Lužní lesy patří mezi jedny z druhově nejrozmanitějších biotopů u nás a dozajista patří mezi jedny z největších skvostů naší přírody. Zároveň ale také patří mezi jedny z nejohroženějších (NEUHÄUSLOVÁ 1998). Mají svoje místo a funkci: zadržují vodu v krajině, zachycují povodňové vlny, zprostředkovávají výměnu povrchové a mělké podzemní vody, příznivě ovlivňují okolní klima. Jsou to biotopy svérázných druhů rostlin a živočichů (KÁBRTOVÁ et PRYMUSOVÁ 2001). V minulosti bylo častokrát zasahováno do hydrologické rovnováhy krajiny, ať už stavbou nádrží a přehrad, budováním a následným bouráním melioračních soustav, rovnáním a opevňováním koryt. K tomuto přispěly velkou měrou povodně v devadesátých letech 19. století, po nichž následovala celá řada protipovodňových úprav. Z krajiny začaly mizet přirozené potoky a říčky. Další významný rozvoj úprav a tvorby melioračních zařízení nastal se zavedením zemědělské velkovýroby v 50. a 60. letech 20. století. Vrcholem pak byla 70. a 80. léta 20. století, kdy bylo provedeno nejvíce zásahů (JUST 2003). Toky jsou dnes regulacemi svázány natolik, že prakticky nemají schopnost nové mokřady vytvářet a původní lužní lesy dále zanikají. Pokud bychom vše nechali za současného stavu, a pokud by jen dále přibývalo zásahů do říčních ekosystémů, bez dalších lidských zásahů a zájmu směrem k zlepšení situace, časem by lužní lesy s poříčními tůněmi v drtivé většině případů zanikly. Je tedy nutno obnovit krajinetvornou úlohu toků všude, kde je to možné. Navíc je nutné udržovat poslední zachovalé poříční mokřady ve stavu, který zaručí uchování vzácných druhů na ně vázaných (RYBKA 1996).

Předmětem této práce je výzkum probíhající právě na takovýchto územích specificky svázaných s říčním tokem, jedná se o Litovelské Pomoraví a lužní lesy nad soutokem Moravy a Dyje na Hodonínsku zapsané na seznamu mezinárodně významných mokřadů chráněných Ramsarskou úmluvou. Většina území poříční krajiny řeky Moravy je charakteristická především jarními rozlivy, slepými rameny a tůněmi. Tůně jsou drobné systémy, ve kterých žije bohatá fauna a flóra. Mnoho těchto mokřadů je důležitých pro stěhovavé ptáky a pro obojživelníky. Typickými představiteli těchto dnes již vzácných biotopů jsou pak vzácní korýši listonozi (*Notostraca*), škeblovky (*Conchostraca*) a žábronožky (*Anostraca*) (HATHAWAY et al. 1996). Podle zákona č. 114/1992 Sb. a vyhlášky MŽP č. 395/1992 Sb. spadají do kategorie kriticky ohrožených druhů. Přesto,



že se jedná o dominantní živočichy žijící v periodických vodách, mnohé o nich ještě nevíme. Tato práce by měla navázat, upřesnit a rozšířit práce již dříve na toto téma publikované a díky další spolupráci s pracovníky CHKO Litovelské Pomoraví využít těchto poznatků pro možnosti managementu a ochrany těchto korýšů v praxi.

## **Cíl práce**

Provést biomonitoring výskytu populací *E. grubii* na vybraných lokalitách a získat tak další informace pro budoucí management ochrany druhu.

- 1) Na vybraných lokalitách v jarním období, v době zvodnění tůní a lesa, odebírat v pravidelných intervalech žábronožky sněžní, sledovat jejich růst, zjistit růstovou rychlost a závislost počtu vajíček na velikosti samice
- 2) V podzimním období odebrat sediment z tůně a pokusit se vysledovat distribuci vajíček v tůni

## 2 LITERÁRNÍ PŘEHLED

### 2.1 Lužní lesy, periodické tůně a jejich ochrana

#### Obecná charakteristika lužního lesa

Nivy vodních toků osidlují specifická lesní společenstva, která jsou vázána na záplavový režim a vysokou hladinu podzemní vody – lužní lesy. V České republice jsou tato společenstva rozšířena od nížin do hor s výškovým limitem okolo 1 000 m n. m. Patří mezi ně rozmanité vegetační typy zahrnující tvrdé luhy s mohutnými duby, potoční luhy a prameništní olšiny, pobřežní vrbiny, ale také mokřadní olšiny vázané kromě slepých ramen řek i na břehy a bezprostřední okolí rybníků (DOUDA 2009). Biotop lužních lesů představují specifické lesní geobiocenózy, jejichž druhová diverzita úzce závisí na ekotopu tvořeném říčním aluviem, pravidelnými či nepravidelnými záplavami a vysokou hladinou podzemní vody v první polovině vegetačního období (VAŠÍČEK 1985). V antropogenní krajině, tedy obvykle silně odlesněné a zemědělsky využívané krajině dnešních niv, představují dochované zbytky lužních lesů mimořádně cenná refugia biodiverzity, a tudíž mají nenahraditelný význam pro ekologickou stabilitu krajiny celé nivy i širšího povodí. Na rozdíl od ostatních středoevropských společenstev, kde i při změnách biocenóz zůstávají většinou zachovány trvalé ekologické podmínky biotopů, je pro lužní lesy v údolních nivách charakteristický dlouhodobý kontinuální vývoj ekotopů, vzájemně podmiňující složitě provázané sukcesní procesy biocenóz (MACHAR 2007). Díky působení fluviálních krajínovorných procesů vzniká ekologický nivní fenomén, pro jehož ochranu je důležité uchování přirozené vývojové dynamiky krajínovorných fluviálních procesů (MACHAR 2001).

V České republice tvoří lužní lesy jen zanedbatelné procento (1,4%) z celkové lesní plochy (KLIMO 2001). Délka doby zaplavení biotopu je jedním z rozhodujících faktorů diferenciacie nivních geobiocenóz. Zaplavení je podstatné pro možnost přirozeného vzniku a existence lužního lesa, neboť hranice mezi trvaleji a dočasněji zaplavenými ekotopy je fyzikálním limitem pro růst dřevin, které jsou edifikátory ekosystému lužního lesa (MACHAR 2007). Záplavy lze považovat za disturbance se všemi jejich základními charakteristikami: frekvencí neboli periodicitou, dobou zaplavení nivy

a intenzitou, vyjádřenou mírou sedimentace anebo odnosu nivního materiálu během záplavy (DOUDA 2009). Z lesních společenstev jsou k zaplavení nejtolerantnější porosty vrby bílé (*Salix alba*). Udává se, že mohou být bez trvalého poškození zaplaveny až 190 dní v roce a hladina vody může dosáhnout 4 m (MACHAR 2007). Porosty lužního ekotypu dubu letního (*Quercus robur*) a dalších dřevin tvrdého luhu snesou jarní záplavu v délce až tří měsíců a mohou být zaplaveny až do výšky 2,5 m. Významnou roli v toleranci vůči zaplavení hraje také roční období, protože lužní les lépe snáší zimní a předjarní záplavu než záplavu letní, kdy vlivem stagnace poměrně teplé vody v nivě může nastat až kritický nedostatek půdního vzduchu v rhizosféře (MACHAR 2007).

*Základní členění (podle NEUHÄUSLOVÁ 2001):*

**Horské olšiny s olší šedou** – smíšené porosty s převládající olší šedou (*Alnus incana*), chybí květnatý jarní aspekt.

**Údolní jasanovo-olšové luhy** – dominantní zastoupení olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) nebo jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*).

**Tvrdé luhy nížinných řek** - převládá dub letní (*Quercus robur*) a jilm habrolistý (*Ulmus minor*), biotop ustupuje vlivem grafiózy.

**Měkké luhy nížinných řek** – dominantní vrba bílá (*Salix alba*), příměs vrby křehké (*Salix fragilis*) a topolu černého (*Populus nigra*), hojně jsou bahenní a vodní rostliny, na území ČR jen fragmentárně v nížinných polohách České křídové tabule, moravských úvalů a Ostravské pánve.

### **Ochrana lužních lesů**

Z hlediska produkce a biodiverzity jsou lužní lesy ojedinělé vegetační útvary, které patří k druhově nejrozmanitějším ekosystémům v ČR, proto si jejich zbytky zasluhují plnou ochranu (LORENCOVÁ 2007). Společenstva lužních lesů byly v historii omezeny na minimum, především odlesňování, rovnání velkých toků a úprava koryt vedla k ukončení komunikace řeky s krajinou, přerušilo se působení vodního živlu, který byl zdrojem pravidelné tvorby a obnovy tůní, a tím maximální pestrosti stanovišť. Došlo k odpojení většiny slepých ramen od hlavního toku, snížila se hladina podzemní

vody v inundačním území a významně poklesla frekvence záplav, které dříve území pravidelně postihovaly na jaře i v létě (FORMANOVA et al. 2008).

Díky těmto změnám, kdy nepřicházely pravidelné povrchové rozlivy, na které je les adaptován, začal les vysychat a měnit svůj charakter a druhové složení. Změny režimu řek také způsobily změny v dynamice přístupné vody a vzduchu v půdě (LORENCOVÁ 2007). Další nebezpečí představují nepůvodní druhy dřevin, které narušují přirozenou druhovou skladbu, např. výsadba smrkových a jilmových monokultur v údolních jasanovo - olšových luzích či hybridních topolů (*Populus x canadensis*) v měkkých luzích (NEUHÄUSLOVÁ 2001).

V ochraně lužních lesů se uplatňuje také teorie říčního kontinua. Tato teorie považuje vodní tok s jeho nivou za gradientní geosystém. Teorie říčního kontinua je výchozím podkladem i pro praktická ochranná opatření (Program obnovy říčního kontinua řeky Moravy, Akční program výstavby rybích přechodů v ČR atd.). V souladu s touto teorií jsou vodní toky v nivách vymezovány jako biokoridory v rámci ÚSES (MACHAR 2007).

V současné době probíhají na různých místech ČR revitalizace říčních systémů, které vedou k přirozené obnově lužního lesa (např. koryto Morávky, Dyje).

### **Periodické tůně a rozlivy**

Mokřady v nivě vznikají odřezáváním meandrů a vymílací činností při povodni, vytvářejí tak tůně kruhové či podélné podle charakteru proudění. Zvláštním typem tůní jsou sezónní neboli periodické tůně. Periodické tůně představují širokou škálu vodních biotopů velmi rozdílných abiotických i biotických vlastností (MERTA 2003). Na jaře se plní povodňovou vodou a poté pozvolna vysychají. Doba zavodnění tůní může být rozdílná, mohou být většinu roku zavodněné, ale ani tůně s krátkodobým jen několika týdenním zavodněním nejsou výjimkou. Stejně tak periodicitu zavodnění může být různá a odvíjí se od zdroje – povodňová voda, srážky, podzemní zdroj (HARTLAND-ROWE 1972, CORTI et al. 1997). Periodicitou a délkou zavodnění se zabývá celá řada studií a pro oživení tůně je zcela zásadním faktorem (BOULTON et al. 1992, BATALILLE et al. 1993, LESLIE et al. 1997). Nalezneme zde celou řadu zajímavých a ohrožených živočichů, přizpůsobených vysychání a periodicitě s celou řadou adaptací pro tento způsob života (WILLIAMS 1997). Oživení se liší u lučních a lesních

periodických tůní. Lesní jsou vázány na polohy lužního lesa a jsou to obvykle nejhlubší části povodňových koryt, které se na Hané nazývají smuhy. Těmi protéká jarní povodňová voda a zásobuje lužní les vodou. Po opadu povodně zde voda zůstává déle a v nejhlubších částech smuh se udržují periodické tůně obvykle až do konce května (RYBKA 1996). Zásadní rozdíl mezi periodickou (vysychající) a stálou (nevysychající) tůní je ve změnách kyslíkových poměrů během sezóny. Ve vodě nevysychajících tůní se mimo jarní maximum udržují nízké hodnoty koncentrace kyslíku (MERTA 2003). Přičemž koncentrace kyslíku ve vodě je pro mnohé živočichy limitujícím faktorem (MOORE et al. 1986).

Sezónní jarní mokřady jsou často přehlíženy a opomíjeny (HATHAWAY et al. 1996). Jedním z faktorů vedoucích k zániku tůní je samovolný přírodní proces spojený se zazemňováním. Za škodlivé považujeme pouze faktory způsobené lidskou činností. Mezi ně patří například zastavení procesu tvorby tůní regulacemi toků či zvýšení obsahu živin v krajině. Lidskou činností se ve vodě i v ovzduší zvyšuje množství živin, mokřady následně podléhají zrychlenému zazemňování. Někdy jsou ohroženy i přímými splachy půdy z polí. Nadměrným čerpáním pitné vody v řadě lokalit a likvidací mokřadů dochází k vysychání krajiny a zaklesávání hladiny mělké podzemní vody. Také docházelo, a bohužel někde stále dochází, k přímé likvidaci tůní a slepých ramen například zavážením odpadky (RYBKA 1996). Jedná se také o řadu destruktivních činností, mezi které patří například i jízda terénních vozidel. Pro vyschlé cysty je nebezpečná destruktivní činnost o síle menší než jeden newton. Mokré cysty jsou ještě křehčí. U taxonů různých druhů existují rozdíly ve zranitelnosti cyst. Znalost těchto účinků by mohla pomoci při návrhu managementu (HATHAWAY et al. 1996). Vzhledem k specifičnosti tůní je jako velice častý způsob ochrany používaný konzervační management (BELK 1998, RIPLEY et al. 2004).

## 2.2 Studovaný druh

### Obecná charakteristika a morfologie druhu

Žábronožka sněžní (*Eubbranchipus grubii*, dříve *Siphonophanes grubii*) (obr.1) patří do řádu žábronožky (*Anostraca*), který se zařazuje do třídy lupenonožců (*Branchiopoda*) a podkmene korýšů (*Crustacea*). Na světě se celkově vyskytuje

přibližně 300 druhů žábronožek (BRENDONCK et al. 2008), z toho 50 v Evropě (BRTEK et THIERY 1995). Poznávání těchto korýšů je přitom otázkou posledních desetiletí, např. v Kalifornii bylo v 90. letech 20. stol. popsáno šest z 22 kalifornských druhů žábronožek (HATHAWAY et SIMOVICH 1996). *E. grubii* spolu se žábronožkou letní (*Branchipus schaefferi*) patří mezi nejběžnější dva druhy žábronožek zaznamenaných v současnosti na území České republiky (RULÍK 1999). Jedná se o výlučně evropský druh, vyskytující se od východní Francie, přes krajiny střední Evropy, Dánsko, Rumunsko, až po západní Rusko (ŠRÁMEK-HUŠEK 1962, BRTEK et THIERY 1995).



**Obr. 1** Žabronožka sněžní (*Eubranchipus grubii*), dospělí jedinci, nahoře samec, dole samice  
© 2012 Kateřina Konečná

Tělo žábronožek dorůstá do délky 2 až 7 cm, je laterálně zploštělé a bez schránky. Na hlavě se nachází čelové nepárové naupliové oko, stopkaté složené oči po bocích hlavy a také párová tykadélka a tykadla. Na spodní straně hlavy je ústní ústrojí. Hruď je tvořená 11 články, přičemž každý z nich nese pár lupenitých končetin, které slouží současně k pohybu, dýchání a filtraci potravy. Zadeček se skládá z 9 článků a je zakončen párem vidlicovitých přívěsků na posledním článku. Na prvních dvou téměř splývajících zadečkových člancích se nacházejí pohlavní orgány, párový penis u samců a nepárový vaječný vak u samic (ŠRÁMEK-HUŠEK 1962).

K determinaci *E. grubii* slouží dva lupenovité výběžky, tzv. preepipodity, s hladkými neozubenými okraji na vnějším okraji končetiny u prvního až desátého páru končetin. U samců je charakteristickým determinačním znakem také v klidu spirálovitě stočený tykadlový výběžek na základním článku tykadel, pilovitý výběžek v bazální části druhého páru tykadel (ŠRÁMEK-HUŠEK 1962, BRTEK et MURA 2000) a specifická morfologie párového penisu (BRENDONCK et al. 2008). U samic se v taxonomii využívá rozlišení na základě velikosti a tvaru vaječného vaku (BRENDONCK et al. 2008).

Plynulý pohyb jedince dopředu je zabezpečen rotačním pohybem končetin v postupných vlnách odzadu dopředu, přičemž tělo žábronožek je orientováno ventrální stranou k hladině. Jako úniková reakce před predátory nebo během kopulace slouží prudký pohyb pomocí zadečku (ŠRÁMEK-HUŠEK 1962). Žábronožky se živí organickým detritem z tlejícího listí na dně vodních ploch, při jeho nedostatku také řasami a mikroskopickým fytoplanktonem (ŠRÁMEK-HUŠEK 1940, VALOUŠEK 1951).

### **Biotop**

Na základě odlišných požadavků na podmínky prostředí se žábronožky dělí na dvě ekologické formy, tzv. jarní a letní. Jarní formy žijí v jarních periodických tůních vznikajících zaplavením terénních prohloubenin při vysoké hladině spodních vod pocházejících z roztátého sněhu z hor. Jsou proto adaptovány na nízké teploty. Naopak letní formy žijící v dočasných biotopech, které vznikají obvykle při naplnění dešťovou vodou během letního období na místech s přímým slunečním svitem, jsou adaptované na teplo (KAVKA 2000). Žábronožka sněžní je druh striktně vázaný na biotop jarní tůně, protože larvy se líhnou výhradně při teplotě 0-4°C. Proto pokud je prohloubenina vyschlé jarní tůně v letním období naplněna srážkovou vodou, líhnutí nenastává, protože teplota vody je vyšší (MERTA 2003b).

Biotop jarní tůně se nachází zejména v nivách vodních toků, přičemž dno tůně leží pod hladinou spodní vody. Plní se vodou při první větší oblevě, která přichází nejčastěji v únoru a březnu, a pak v létě a na podzim vysychá. Aby mohl proběhnout celý životní cyklus žábronožky, musí voda v tůni vydržet alespoň 3 měsíce. Průměrná teplota vody v tůni obvykle nepřesahuje 5°C a zabezpečuje tím optimální teplotní podmínky pro líhnutí a larvální vývoj. Mezi další faktory potřebné pro optimální vývoj patří i dostatečná koncentrace kyslíku a nízká koncentrace živin (VALOUŠEK 1951). Při

poklesu koncentrace kyslíku pod 2 mg/l, ke které dochází například ve vrchní vrstvě sedimentu při vyschnutí tůň, se zastaví líhnutí z vajíček (MERTA 2003c).

Na území České republiky se jarní tůň se žábřonožkou sněžní vyskytují zejména na rovinatých územích s lužními lesy a mokřady podél středního a dolního toku řek Labe, Odry, Moravy a Dyje (MACHAR 1998). Ty se často nacházejí ve velkoplošných nebo maloplošných chráněných územích. Kromě toho se žábřonožka sněžní často vyskytuje i v uměle vytvořených prohloubeninách a příkopech podél železničních tratí (RYCHTRMOCO VÁ 2008).

Žábřonožky se predaci brání časným líhnutím, dříve, než se vylíhnou larvy predátorů (VALOUŠEK 1951) nebo než nepůvodní predátor osídlí tůň (RULÍK 1999, EITAM et al. 2004). Typickým predátorem *E. grubii* je listonoh jarní (*Lepidurus apus*), jehož larvy se líhnou až v polovině března. V případě opožděného líhnutí lokální populace *E. grubii* se většina jedinců stane obětí predace (KAPLER 1943, RYCHTRMOCO VÁ 2008).

### **Životní cyklus**

Životní cyklus *E. grubii* je výrazně ovlivněn adaptacemi na život v dočasné tůni. Mezi tyto adaptace patří časné líhnutí, rychlé dospívání, časné kladení vajíček (WIGGINS et al. 1980, BRENDONCK et al. 2000) a zejména přečkání období, kdy se v tůni nenachází voda, prostřednictvím trvalých vajíček (cyst) s dormantními embryi (SAIAH et PERRIN 1990, HAIRSTON et CACERES 1996). Celková délka života je po vylíhnutí 2 měsíce (SAIAH et PERRIN 1990), 3 měsíce (GOLDYN et BERNARD 2008) až 4 měsíce (KAPLER 1943).

Žábřonožky jsou gonochoristé a jedinci *E. grubii* pohlavně dospívají při optimální teplotě 5°C po přibližně 6 týdnech (KAPLER 1943). Před pářením se shlukují v tůni a vytvářejí tzv. svatební reje. U příbuzného druhu *Eubbranchipus neglectus* bylo pozorováno, že samečci na páření preferují větší samičky (FEIGEBaum et SWITZER 2007). Samotné rozmnožování je složené ze 3 kroků nazývaných snubní pozice, přičemž k oplození dochází v průběhu třetí snubní pozice během kopulace uvnitř vaječného vaku, tzv. ovisaku (VALOUŠEK 1952).

Vajíčka jsou u *E. grubii* kulatá s průměrem přibližně 0,36 mm (SAIAH et PERRIN 1990). Když dospělí jedinci uhynou a tůň v létě vyschne, embrya v nich přečkají období sucha ve stádiu gastruly (DUMONT et ALI 2004). Pro *E. grubii* a další jarní



žábronožky, jako např. *Eubbranchipis serratus*, *Eubbranchipus bundy* a *Chirocephalus diaphanus*, je pak typické dvoufázové líhnutí (MOSSIN 1986, BELK et NELSON 1995). První fáze, tzv. *pre - hatching*, nastává, když se tůň naplní vodou po vydatnějších dešťových srážkách v listopadu nebo prosinci (MERTA 2003b). Dormantní nauplius se vylíhne z vajíčka, stále ale zůstává uzavřený v průhledné kutikule (MOSSIN 1986). V tomto stádiu je nauplius odolný vůči suchu i mrazu (SAIAH et PERRIN 1990) během zimního období, i když bylo pozorováno, že teploty nižší než -20°C, trvající déle než 3 dny, jsou letální (MERTA 2003b). Konečné líhnutí nastává po jarním zavodnění tůně, kdy larva ve stádiu metanauplia začne volně plavat.

V některých populacích *E. grubii* byli pozorováni jedinci, geneticky se nelišící od jedinců s klasickým životním cyklem, kteří se vylíhli již při podzimním zavodnění tůně. V případě mírných teplot a dostatečného množství srážek zabraňujících vyschnutí tůně tato kohorta přežila do jara, kdy nastalo rozmnožování (SAIAH et PERRIN 1990, GOLDYN et BERNARD 2008).

### **Trvalá vajíčka a tzv. *egg banks* u žábronožek**

Akumulací trvalých vajíček v sedimentu na dně vznikají tzv. *egg banks* (obdoba semenné banky u rostlin). Protože se všechna vajíčka nevylíhnou naráz v jedné sezóně, ale naopak líhnutí je rozděleno do více let, *egg banks* představují zásobu vajíček zabezpečující dlouhodobé přežití populace na daném místě, i když v jednom roce kvůli nepříznivým podmínkám prostředí všichni dospělí jedinci uhynou před rozmnožením se. To by mohlo například nastat při předčasném vyschnutí tůně, nebo příchodem nového predátora. Vajíčka zůstávají v *egg banks* v dormantní fázi, dokud nedostanou signál k líhnutí (shrnuto v BRENDONCK et DE MEESTER 2003, VANSCHOENWINKEL et al. 2009).

### **Kladení vajíček**

Samičky různých druhů žábronožek se liší svým chováním při kladení oplozených vajíček, resp. cyst. Rozdíly jsou i mezi dvěma nejběžnějšími českými druhy žábronožek, protože *E. grubii* vajíčka volně vytřásá nad dnem ze svého ovisaku a ty pak volně klesají, zatímco *Branchipus schaefferi* je ukládá do rýhy v sedimentu, kterou

vytvořila výběžkem ovisaku (KAPLER 1939). Samičky druhu *Streptocephalus corvicornis* mají modifikovaný vaječný vak připomínající trubici, kterým přímo ukládají oplozená vajíčka do sedimentu až do hloubky 10 mm (KRAUS et al. 2004).

Přesto, že Mura (1991b) uvádí morfologické rozdíly na vajíčkách jako užitečný a jednoduchý prostředek při určování žábřonožek, a jako údaj, který nám může poskytnout informace o distribuci druhů i v období nepřítomnosti vody v periodických tůních. V pozdějších studiích se přiklání k názoru jiných autorů, že vnější morfologie a velikost cyst žábřonožek obvykle není dostačující pro taxonomickou determinaci, protože variabilita v rámci jednoho druhu může být vysoká (BELK et al. 1990, MURA et ZARATTINI 1999, MURA et al. 2002, BELADJAL et MERTENS 2003, TIMMS et LINDSAY 2011). Někteří autoři potvrdili pozitivní korelaci mezi velikostí samičky a velikostí cyst (BELK et al. 1990), výsledky jiných nenašly žádnou souvislost, nebo jen velmi malou (BELADJAL et al. 2003). Velikost cyst může také odrážet adaptaci na prostředí, jak ukázaly studie porovávající populace *Streptocephalus seali* žijící v prohloubeninách, které se naplní buď srážkovou vodou anebo táním sněhu a ledu. V méně stabilních prohloubeninách plnicích se při dešťových srážkách jsou preferovány menší vajíčka, ale ve větším množství, aby alespoň někteří jedinci přežili do období rozmnožování. Naopak, v poměrně stabilním a předvídatelném prostředí prohloubeniny plnicí se při tání sněhu, je výhodnější mít větší cysty s většími a proto více konkurence schopnými larvami (BELK 1977, BELK et al. 1990).

V případě *E. grubii* bylo zjištěno, že samičky vylíhlé na podzim, pak na jaře dorůstají do větší délky než samičky vylíhlé na jaře a v období rozmnožování pak nakladou více vajíček (SAIAH et PERRIN 1990). Jiná studie ukázala, že *Streptocephalus torvicornis* žije v porovnání s druhem *Branchipus schaefferi* déle, dorůstá do větší velikosti a samičky v průběhu života nakladou více vajíček (v průměru 2400 a 1700). To bylo vysvětleno tím, že *S. torvicornis* je adaptován na život v hlubších vodních plochách, kde se voda udrží déle, a proto si může dovolit pomalejší vývoj, zatímco *B. schaefferi* je adaptována na život v krátce trvajících tůních (BELADJAL et al. 2003). U druhu *Branchinella kugenumaensis* bylo rovněž pozorováno, že větší samičky produkují více vajíček (HUANG et al. 2010).

## Charakteristiky *egg banks*

Mezi tři hlavní charakteristiky *egg banks* patří velikost, vertikální umístění v sloupci sedimentu a horizontální umístění v rámci dna vodních ploch (poloměrová vzdálenost od středu). Koncentrace cyst v sedimentu jsou u různých druhů žábřonožek porovnány v tabulce č. 1.

**Tab. 1** Porovnání koncentrace cyst v sedimentu u různých druhů žábřonožek

Druh	Koncentrace cyst	Zdroj
<i>Eubranchipus grubii</i>	43 500/m <sup>2</sup>	Merta 2003a
<i>Branchipodopsis drakensbergensis</i>	6 200 – 250 000/m <sup>2</sup>	Vanschoenwinkel et al., 2010
<i>Phallocryptus spinosa</i>	833 – 31 499/m <sup>2</sup>	Hulsmans et al. 2006
<i>Branchinella ornata</i>	6 635 – 50 557/m <sup>2</sup>	Hulsmans et al. 2006
<i>Phallocryptus spinosa</i>	189- 1 071/m <sup>2</sup>	Moscatello et al. 2002
<i>Tanymastigites perrieri</i>	100 - 600/m <sup>2</sup>	Thiery 1997
<i>Branchipus schaefferi</i>	300 – 1 500/m <sup>2</sup>	Thiery 1997
<i>Streptocephalus vitreus</i>	2 000 – 13 000/m <sup>2</sup>	Hildrew 1985
<i>Branchipodopsis wolffi</i>	64 – 220 000/m <sup>2</sup>	Brendonck et Riddoch 2000

Z hlediska vertikální distribuce cyst v sedimentu u koryšů se obecně autoři shodují na tom, že množství cyst směrem do hloubky klesá, protože cysty, které jsou příliš hluboko, se nemohou vylíhnout. Největší frakce životaschopných cyst se nachází do hloubky 4 až 6 cm (HERZIG 1985, CACERES 1998), ale životaschopné cysty u žábřonožek byly nalezeny i v hloubce 20 cm pod povrchem sedimentu (MERTA 2003a, MURA 2004). Druh *E. grubii* má nejvíce cyst do hloubky 2,5 cm (MERTA 2003a). U druhu *Phallocryptus spinosa* bylo zjištěno, že většina cyst se nachází v horních 4 cm sedimentu a jejich množství pak výrazně klesá až do hloubky 13 cm, zatímco u druhu *Branchinella ornata* byly nalezeny do hloubky 11 cm (HULSMANS et al. 2006).

Pozorování vertikální distribuce cyst *E. grubii* ukázalo, že nejvíce cyst se nachází ve střední části, tj. mimo okraje a střed tůň. V okrajových částech tůň se cysty nenacházely vůbec, ve středu jenom minimálně. To může být vysvětleno tím, že když

samičky kladou vajíčka, v okrajových částech se už nenachází voda, a naopak středové části mohou být zaplavovány i mimo jarní období, což vytváří nevhodné podmínky (MERTA 2003a). U jiného korýše, klanonožce druhu *Diaptomus sanguineus*, bylo však zjištěno, že v okrajových částech tůň se nacházelo nejméně cyst kvůli tomu, že se tam vždy téměř všechna vajíčka vylíhla v následující sezóně a nevytvářela se dlouhodobější *egg bank* (DESTASIO 1989).

### **Disperze vajíček**

Žábronožky a jejich trvalá vajíčka mají potenciál pro pasivní disperzi, a to prostřednictvím živočichů, větru a vody. Neví se ale, do jaké míry ve skutečnosti disperze nastává a ovlivňuje populace, protože většina výzkumů v této oblasti byla provedena v laboratorních podmínkách (BOHONAK et JENKINS 2003). Transport na delší vzdálenosti je pravděpodobně možný jenom přenosem vodním ptactvem, zejména kachnami, husami, labutěmi a plameňáky (FIGUEROLA et GREEN 2002). Pozorováním v terénu bylo zjištěno, že vajíčka žábronožek rodu *Artemia* se shromažďují v pěnovitých povlacích na pobřeží salin, kde *Artemia* žije, a tvoří potravu pro kachny a plameňáky. Vajíčka zůstávají životaschopná i po průchodu trávicí soustavou ptáků, například u druhů *Artemia franciscana* a *Artemia parthenogenetica* byl prokázán přenos mezi pobřežím Španělska a Portugalska prostřednictvím životaschopných vajíček nalezených ve výkalech migrujících ptáků (GREEN et al. 2005). Složení potravy ptáků však může ovlivnit životaschopnost vajíček a dobu, jakou potřebují na průchod trávicí soustavou. Konkrétně životaschopnost vajíček rodu *Artemia* byla snížena, když ptáci konzumovali v potravě hodně písku a malých kamínků (MAC DONALD 1980). Průchod vajíček trávicí soustavou trval 5 hodin, pokud ptáci snědli také kukuřici, a o polovinu méně v případě požití řas (MALONE 1965). Z jiných živočichů byl např. prokázán přenos vajíček *Branchipus schaefferi* v trávicím traktu brouka druhu *Ilybius fenestratus* (BELADJAL et MERTENS 2009). Přenos vajíček *E. grubii* se teoreticky může uskutečnit prostřednictvím živočichů navštěvujících periodické tůně za účelem potravy.

Přenos vajíček větrem u *E. grubii* a jiných druhů žábronožek je možný pouze když je tůň či jiná vodní plocha vyschlá a vrstva sedimentu, pod kterou se vajíčka nacházejí, eroduje, nebo je jinak narušena. Pravděpodobně ale tímto způsobem vajíčka nejsou přenesena na dlouhé vzdálenosti, u druhu *Branchinecta wolfi* to bylo méně než jeden

metr (BRENDONCK et RIDDOCH 1999). Přenos vajíček větrem byl také pozorován u více druhů žábřonožek a jiných koryšů na větrné Koloradské plošině (GRAHAM et WIRTH 2008). U vajíček rodu *Branchipodopsis* bylo zjištěno, že velikost *egg banks* koreluje s množstvím vegetace v okolí, pravděpodobně kvůli tomu, že na místech s méně vyvinutou vegetací jsou vajíčka odnesena větrem (VANSCHOENWINKEL et al. 2010).

Voda může být také významný činitel při přenosu žábřonožek. Tůň, ve kterých žije *E. grubii*, se nacházejí v České republice v inundačních pásmech řek, které mohou být zaplaveny v době jarních záplav nebo při letních přívalových deštích. Takto mohou být odplaveny larvy či dospělá stádia nacházející se ve vodě, a taky vajíčka ze sedimentu (MĚKOTOVÁ et al. 1996).

## Líhnutí

Trvalá vajíčka schopná líhnutí se označují názvem aktivní *egg bank* a jedná se o vajíčka přibližně do hloubky 2 cm, i když někteří autoři se domnívají, že vajíčka až do hloubky 10 cm mají šanci se dostat do tzv. zóny líhnutí promícháváním sedimentu (shrnutí v BRENDONCK et DE MEESTER 2003). Význam promíchávání sedimentu ve stimulaci líhnutí popisuje i jiná studie (HAIRSTON et KEARNS 2002).

Líhnutí je obvykle synchronizováno a je spuštěno signály z vnějšího prostředí v závislosti na klimatickém pásmu a typu habitatu (BRENDONCK 1996). U druhů žijících v mělkých a periodických vodních prohloubeninách jako je *E. grubii* na líhnutí působí změny v teplotě, množství kyslíku a vodivosti vody (ovlivněné množstvím různých solí), které nastávají při jarním zaplavení tůň (BRENDONCK 1996). *E. grubii* se líhne výhradně při teplotě 0 - 4°C (MERTA 2003b) a při koncentraci kyslíku nad 2 mg/l (MERTA 2003c). Larvy druhu *Eubbranchipus gelidus* k úspěšnému líhnutí potřebují nejdříve vyschnout a pak promrznout (BRENDONCK 1996), u *E. grubii* ale absence vyschnutí (MERTA 2003c) či promrznutí (MERTA 2003b) nemá na úspěšnost líhnutí žádný vliv.

Podle tzv. *bet - hedging* strategie se s cílem maximalizovat přežití druhu v jednom období vylíhne taková frakce vajíček, která odpovídá teoretické možnosti dané kohorty dožít se rozmnožování. U druhů žijících v nepředvídatelném prostředí, kde je velká šance, že prohloubenina vyschne ještě před rozmnožením, se vylíhne menší frakce jedinců, než u druhů žijících v předvídatelném, periodicky se zaplavujícím prostředí

(SIMOWICH et HATHAWAY 1997). U druhů žijících v nepředvídatelném pouštním a polopouštním prostředí byla frakce vylíhnutých vajíček 6 % a kumulativní frakce po třech zavodněních 28 % pro druh *Branchinecta sandiegonensis* a 0,18 % a 2,8 % pro druh *Streptocephalus woottoni* (SIMOWICH et HATHAWAY 1997). Naopak u *E. grubii* žijící v pravidelně zaplavovaných tůních se líhnou všechna nebo téměř všechna vajíčka (MOSSIN 1986).

U druhu *Branchipodopsis drakenbergensis* byl zjištěn signifikantní vliv teploty, ale ne vodivosti vody, na frakci vylíhnutých vajíček. Tato studie také zjistila, že frakce vylíhnutých vajíček je vyšší u populací tohoto druhu, které žijí v prohloubenině s větším množstvím sedimentu a s vyšší pravděpodobností zavodnění (VANSCHOENWILKEL et al. 2009). Studie na sympatrických žábřonozkách *Streptocephalus torvicornis* a *Branchipus schaefferi* ukázala, že přítomnost jedinců v médiu zabraňuje líhnutí vajíček totožného i sympatrického druhu. Naopak přítomnost jiného druhu *Chirocephalus diaphanus* neomezila líhnutí ani jednoho z druhů. Tento vliv překonal i vliv testovaných abiotických faktorů na líhnutí (BELADJAL et al 2007).

### **Ohrožení a ochrana**

*E. grubii* se podle zákona č. 114/1992 Sb. a vyhlášky MŽP č. 395/1992 Sb. zařazuje do kategorie kriticky ohrožených druhů. Spolu s ostatními velkými lupenonožci jsou žábřonozky celosvětově ohrožené, a to zejména ničením míst jejich přirozeného výskytu, například nadměrným používáním chemických látek v zemědělství (LOFFLER 1993). V České republice dochází k úbytku biotopů *E. grubii* prostřednictvím různých regulací v krajině jakou je vysoušení mokřadů či změny koryt řek, zavážení tůní půdou a melioracemi (MĚKOTOVÁ et al. 1996). K nevhodným podmínkám pro život žábřonozek mohou přispívat i klimatické změny, protože změny v teplotě či množství srážek mohou vést ke změnám v trvání doby zaplavení prohloubenin (PYKE 2005).

### 3 CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ A LOKALITY

#### 3.1 Zájmové území Jižní Moravy - Hodonínsko

První území lze geomorfologicky zařadit do rovin a nížinných pahorkatin Panonské pánve, v severní části se projevuje vrchovinný reliéf Západních Karpat. Nachází se zde celek Vídeňské pánve, Dolnomoravský úval, se střední nadmořskou výškou 171 metrů (MACKOVČIN et al. 2007).

Klíčovým tokem je zde samozřejmě řeka Morava, která odvodňuje celou oblast přes Dunaj do Černého moře. Z vodohospodářsky významných toků je potřeba jmenovat Veličku a Radějovku, zprava pak Kyjovku (VLČEK et al. 1984). Velikost průtoku závisí především na vodě přitékající z horních toků z vyšších poloh. Hlavní maximum nastává během jarního tání sněhu, druhé maximum v některých letech nastává v období zvýšeného množství srážek v pozdním létě. Toto přirozené kolísání vodní hladiny patří mezi důležité vlivy, které pomáhají udržovat specifickou vegetaci v povodňových zónách Moravy (MACKOVČIN et al. 2007).

Co se týče geologické stavby dané oblasti, lze říci, že převažují sedimentární horniny. V období křídy až po období badenu v miocénu bylo území zaplaveno mořem a docházelo k ukládání mořských sedimentů (MACKOVČIN et al. 2007). Současně se zde nacházejí písky a štěrky různého složení. V oblasti na západním břehu Moravy, a kolem Veselí nad Moravou, Milotic a Strážnice, se nachází plochy jílu, prachů, prachovitých jílu, prachovců a písků místy s polohami štěrků.

Klimaticky dle Quittovy klasifikace, zapadá zkoumané území do teplé oblasti (TOLASZ et al. 2007). Větší část okolí Hodonína patří do kategorie W4, tedy nejteplejší místa v celé České republice. Druhá větší část území pak leží v jednotce W2, která má klima o něco chladnější a vlhčí. Jižnější oblast kolem Hodonína je tedy charakterizována jako celkově teplejší a sušší, s delší vegetační sezónou, naproti tomu území náležející do jednotky W2 má během vegetační sezóny výhodu vyšší sumy srážek (TOLASZ et al. 2007).

Pedogeneze je propojená s geologickými, hydrologickými a také klimatickými podmínkami daného území. Ve vybrané oblasti dochází k vývoji půd na sedimentech v teplém klimatu, za účasti řeky Moravy, která zde sedimentuje organický i anorganický

materiál ve velkém množství. V nivě Moravy a Veličky, se podle půdní mapy, nachází nivní půdy, na západ od Moravy pak arenosoly s hnědými půdami a hnědé arenické půdy. Na východní straně nivy Moravy jsou na sever a na jih od Veličky oblasti s výskytem černozemí. Ke Strážnici zasahují černice z podhůří Bílých Karpat (TOMÁŠEK 2003, MACKOVČIN et al. 2007).

Vegetace zkoumaného území je tvořená především lužními lesy – jilmovými jaseninami v komplexu s topolovými jaseninami v nivě Moravy a střemchovými jaseninami místy v komplexu s mokřadními olšinami v údolí Veličky. Západně od Hodonína nalezneme subkontinentální teplomilné doubravy, severozápadně pak oblast s acidofilními doubravami. Severně a jižně od toku Veličky jsou oblasti dubohabřin a lipové doubravy (MACKOVČIN et al. 2007). Na nelesních místech písků je specifická psamofilní vegetace kostřavových trávníků písčín (Dubrava u Hodonína) a panonské stepní trávníky na písku, které se z celé ČR vyskytují pouze v oblasti mezi Bzencem a Hodonínem (CHYTRÝ et al. 2001).

Fauna tohoto regionu je charakteristická směsí panonských a karpatských druhů. Význačná jsou zejména společenstva teplomilných živočichů, ať už v nivě Moravy nebo ve specifických podmínkách vátých písků.

### **3.2 Zájmové území Střední Moravy - Litovelského Pomoraví**

Lužní lesy nacházející se v okolí obce Sřeň, rozkládající se mezi Olomoucí a Litovlí spadají do Olomouckého kraje, v katastrálních území obcí Litovel, Sřeň, Plňovice, Příkazy, Štěpánov a Horká nad Moravou. Rozloha těchto lužních lesů je přibližně 22,6 km<sup>2</sup>.

Z geomorfologického hlediska náleží do Hornomoravského úvalu a Mohelnické brázdy, což jsou dílčí jednotky Vněkarpatských sníženin, které oddělují Český masiv od Karpat. Tyto sníženiny byly vytvořeny zatlačením Českého masivu vlivem karpatského flyšového oblouku (PANOS 1988). Obě sníženiny jsou vyplněny neogenními a kvartérními sedimenty. Okolí Třesína je známo svými krasovými jevy pocházejícími z Devonu (asi před 410 až 355 mil. lety) (PETRÁNEK 1993). V ose obou sníženin teče řeka Morava, jež se složitě větví a vytváří širokou nivu porostlou lužními lesy (PANOS 1988).



Hlavní hydrologickou jednotkou území je přirozeně meandrující řeka Morava, která je jednou z nejdůležitějších řek na našem území. Pramení na Králickém Sněžníku a vlévá se do Dunaje a ten ústí do Černého moře. Její celková délka je 354,05 km, a v rámci CHKO se vine v délce cca 44 km, kde se nachází její poslední delší neregulovaný úsek. Na hydrologickém režimu krajiny se zde dále podílí pravobřežní Moravská Sázava, Třebůvka a Mírovka a levobřežní Rohelnice Desná, Loučka, a Doubravka.

Dle Quittovi klasifikace spadá Hornomoravský úval do teplé oblasti T2. Jde o oblast s průměrným množstvím srážek 600 mm, která je tedy poměrně suchá (TOLASZ et al. 2007). Mohelnická brázda patří do mírně teplé oblasti MT11 (QUITT 1971).

### **3.3 Charakteristika odběrových lokalit**

#### **„Rohlíčková tuň“ T Olomoucko**

Nachází se v chráněné krajinné oblasti Litovelské Pomoraví. Zeměpisné souřadnice jsou 49°42'9.864"N, 17°8'53.494"E. Lokalita se nachází poblíž obce Střeň u bývalé hájovny v lese, cca 200 m od Benkovského potoka. Tuň je tvaru podkovy, zřejmě původní meandr Benkovského potoka, asi 140 m dlouhá a 3 - 7 m široká (obr. 2, 3).

Je pravidelně zavodněná v období časného jara (únor - březen) a během 3 - 4 měsíců zcela vysychá a přechází do takzvané terestrické fáze. V celé délce je zastíněná stromy, dno je hustě pokryto listovým opadem (STUDENÝ 2008). Na této konkrétní lokalitě byla prováděna celá řada výzkumů, mezi nejvýznamnější patří především články a práce od autorů Rulík, M., Měkotová J. (1995), Merta (2005), ale i práce menšího rozsahu např. Studený (2008), Suchyňová (2002).



Obr. 2 Rohlíčková tůň brzké jaro © 2010 Kateřina Konečná



Obr. 3 Rohlíčková tůň blízko obce Střeň © 2001 - 2012 Mapy.cz, s.r.o.

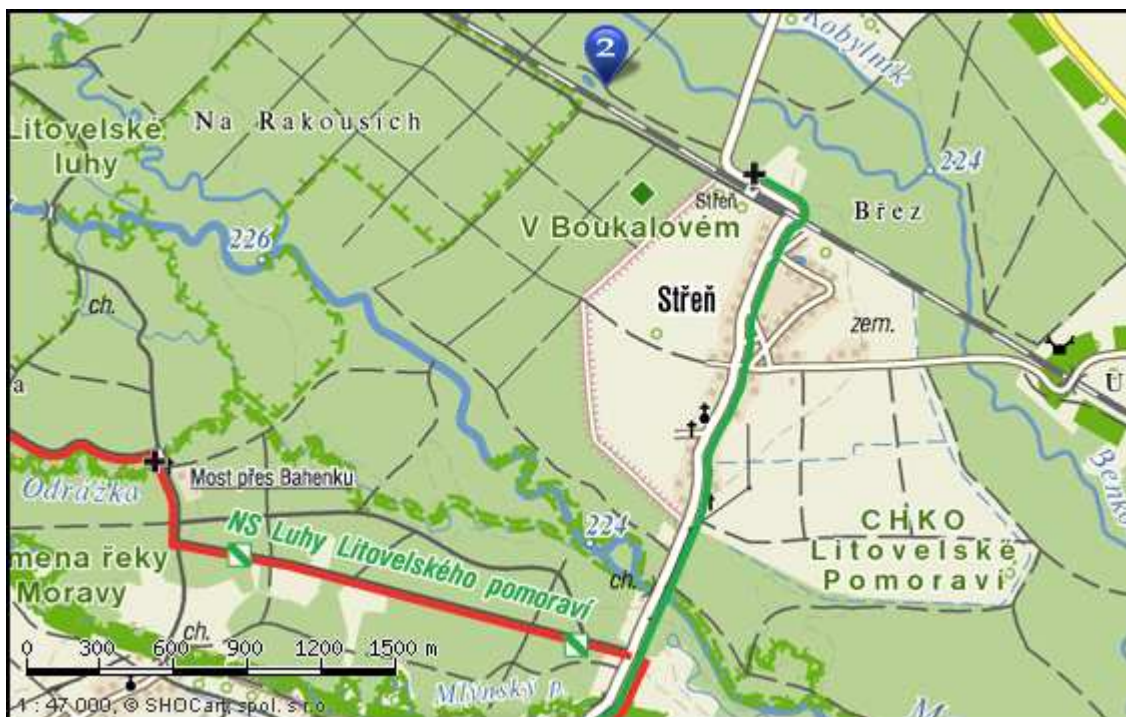
## „Lesní rozliv“ L Olomoucko

Nachází se v chráněné krajinné oblasti Litovelské Pomoraví. Zeměpisné souřadnice jsou 49°42'6.711"N, 17°8'49.712"E. Lokalita se nachází poblíž obce Střeň u bývalé hájovny v lese (obr. 4, 5). Odběry byly prováděny cca 10 m od hájovny, velikost rozlivu nelze definovat, v tomto případě se jedná o zaplavení větší části lesa. Dle ústního sdělení místní lesní zprávy je les zavodněn pouze jarní povodní, většinu roku je suchý a porostlý běžnou lesní vegetací. Vodní plocha je většinu dne zastíněna lesním porostem.



**Obr. 4** Lesní rozliv blízko obce Střeň © 2010 Kateřina Konečná





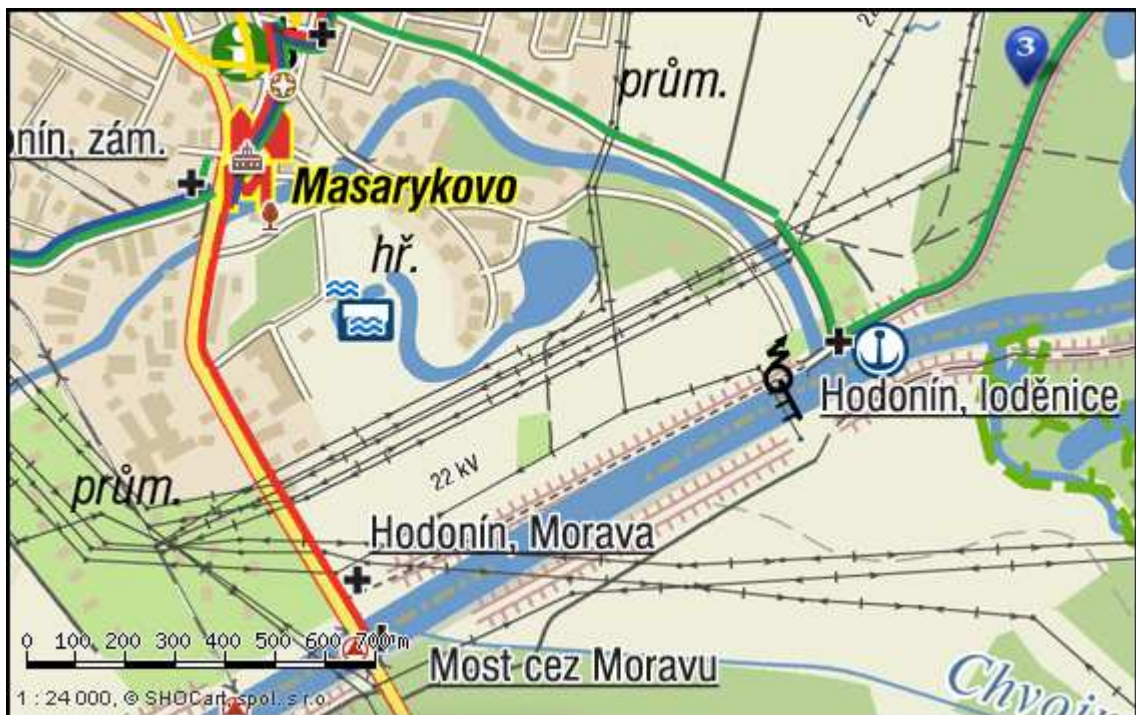
**Obr. 5** Lesní rozliv v blízkosti obce Střeň © 2001 - 2012 Mapy.cz, s.r.o.

### **„Lesní rozliv“ M Hodonínsko**

Nachází se mimo chráněnou oblast, jedná se o území s běžným hospodařením. Spadá do katastru města Hodonín asi 1,5 km od místního jezu. Zeměpisné souřadnice jsou 48°51'7.841"N, 17°9'13.725"E. Jedná se o skoro uzavřený lesní rozliv téměř kruhového tvaru s maximální hloubkou při zavodnění 30 cm, při zavodnění v roce 2010 15 m široký (obr. 6, 7). Celá plocha je zastíněna stromovou vegetací. Vodou je tento rozliv plněn především na jaře při zvýšení hladiny řeky Moravy spodní vodou a srážkovou vodou. V podzimních měsících nebývá tuň dlouhodobě zavodněna ani při vyšších srážkách.



**Obr. 6** Lesní rozliv blízko města Hodonín, nástup suché fáze na podzim © 2010 Kateřina Konečná



**Obr. 7** Lesní rozliv v blízkosti obce Hodonín © 2001 - 2012 Mapy.cz, s.r.o.

## 4 MATERIÁL A METODY

### 4.1 Odběr a zpracování vzorků

Výzkum žábronožky sněžní probíhal ve čtyřech letech - 2008 (data poskytla Vokálová), 2010, 2011, 2012, na dvou lokalitách a na třech stanovištích (stanoviště jsou popsána v kapitole Charakteristika zájmového území). Pro výzkum byla opatřena všechna potřebná povolení a výjimky z ochrany kriticky ohroženého druhu.

V roce 2010 probíhalo intenzivní monitorování tůň (v práci označována jako T) a lesního rozlivu (v práci označován jako L) u obce Střeň a zároveň lesního rozlivu (v práci označován jako M) na Hodonínsku. Pozorování bylo zahájeno 22. 2. 2010 a zakončeno bylo 7. 5. 2010. První žábronožky byly odchyceny 18. 3. na stanovišti L.

Na stanovištích byl odběr a měření, kvůli jednotnosti metodiky, vždy prováděn ve stejnou denní dobu od cca 10:00 do 12:00 hodin. Jen v případě pozorování chování žábronožek při kopulaci byla lokalita monitorována až do večerních hodin.

Po příjezdu na lokalitu byly vždy nejprve změřena teplota vody. Na měření teploty byl použit multimetr Hanna HI 9838 (obr. 8). Pro odlov byla použita velká planktonní síť (velikost ok 100 $\mu$ m, obr. 8, 9). Lov probíhal tak, že těsně pod hladinou na vybraném, vždy stejném místě, byly opisovány pravidelné osmičky. Následně byla ještě síť spuštěna těsně ke dnu a byl proloven celý vodní sloupec mezi dnem a hladinou. Odlovený materiál byl přemísťován na velké plastové mísy a ručně zbaven přebytečného organického materiálu. Drobnější kousky listového opadu, větve a jiné nečistoty pak byly odstraněny pomocí kovových pinzet.

V prvních týdnech, kdy byly žábronožky velikostně do jednoho centimetru, byl obsah velkých misek přeléván přes menší síťku, zahušťován a přemísťován do přenosných nádob. Později byli všichni jedinci z misek přemísťováni do přenosné nádoby pipetou (obr. 10). Sběr pipetou byl v prvních týdnech zamítnut, aby nedocházelo k nezáměrnému manipulování pokusu, vybíráním větších a lépe viditelných jedinců.

Přenos jedinců do laboratoře probíhal pomocí dvoulitrových lahví, ve kterých byl na dně umístěn opad z odebírané tůně či rozlivu, s vodou z téhož místa. Lahve byly umístěny do chladících izolačních boxů. V laboratoři byly pak žábronožky uchovávány na chladnějším místě s teplotou nižší než venkovní, aby zbytečně nedocházelo



k ohřívání vody v přenosných nádobách. Druhý den po odchytení byly žábřonožky vráceny na místo odběru.

V roce 2011 a 2012 probíhal monitoring a odebírání vzorků stejným způsobem jako v roce 2010. Data pro první rok (2008) byla převzata z práce Vokálové (2008). Vokálová poskytla data odlovů z tůně blízko obce Střeň (T).

K měření žábřonožek byl použit triokulární světelný mikroskop značky Olympus a binokulární lupa osazené digitálním kompaktním fotoaparátem Olympus model PowerShot A640. Byl získán záznam digitálního obrazu, následně ukládaný do kompresního formátu JPEG. Použit byl software pro ovládání digitálního fotoaparátu a prostřednictvím osobního počítače ZoomBrowser EX a EOS Utility. Rovněž byl použit software pro úpravu digitálních obrazů, především pro odstranění drobných defektů či nevhodného kontrastu, GIMP a Adobe Photoshop. Následně byla provedena analýza obrazu programem ImageJ. Byla určena velikost zvířat v porovnání se zároveň vyfoceným měřítkem s přesností na 0.01 mm, jako v metodice (FERNES HINSLEY 2008).



**Obr. 8** Příprava měřicí sondy a odlov © 2010 Kateřina Konečná



**Obr. 9** Odlov lokalita T – tůň v blízkosti obce Sřeň © 2010 Kateřina Konečná



**Obr. 10** Třídění pipetou, příprava na měření vzorků © 2010 Kateřina Konečná



#### 4.2 Odebírání sedimentu pro zjišťování distribuce vajíček

Odběr sedimentu byl uskutečněn na lokalitě na Hodonínsku v říjnu 2010. Během léta 2010 nedošlo v lužních lesích na tomto území ke kompletnímu vyschnutí, vzorky půdy byly tedy odebírány značně zvodnělé. K odběrům byla použita pedologická sonda dle metodiky Merty (2005) o délce 20 cm a průměru 3.2 cm (obr. 11, 12).

Odhadem byl vytyčen střed rozlivu, od něhož bylo ve směru k jednotlivým světovým stranám (S, SV, V, JV, J, JZ, Z, SZ) vytvořeno osm transektů. V každém transektu byly pak směrem od středu ke krajům odebrány tři vzorky půdy. Dohromady tedy 24 odběrů. Následně byly odběry zpracovány v laboratoři. Rozebrána byla vrchní vrstva po jílu. Rozebrání probíhalo oddělením požadované vrstvy, vytříděním nečistot a hrubšího materiálu a následným rozplavením na Petriho miskách. Rozplavený materiál byl rozebírán pod binokulární lupou a nalezená vajíčka byla následně spočítána.



**Obr. 11** Odběr vzorků sedimentu v lokalitě M © 2010 Kateřina Konečná



Obr. 12 Vzorek sedimentu © 2010 Kateřina Konečná

### 4.3 Zpracování dat

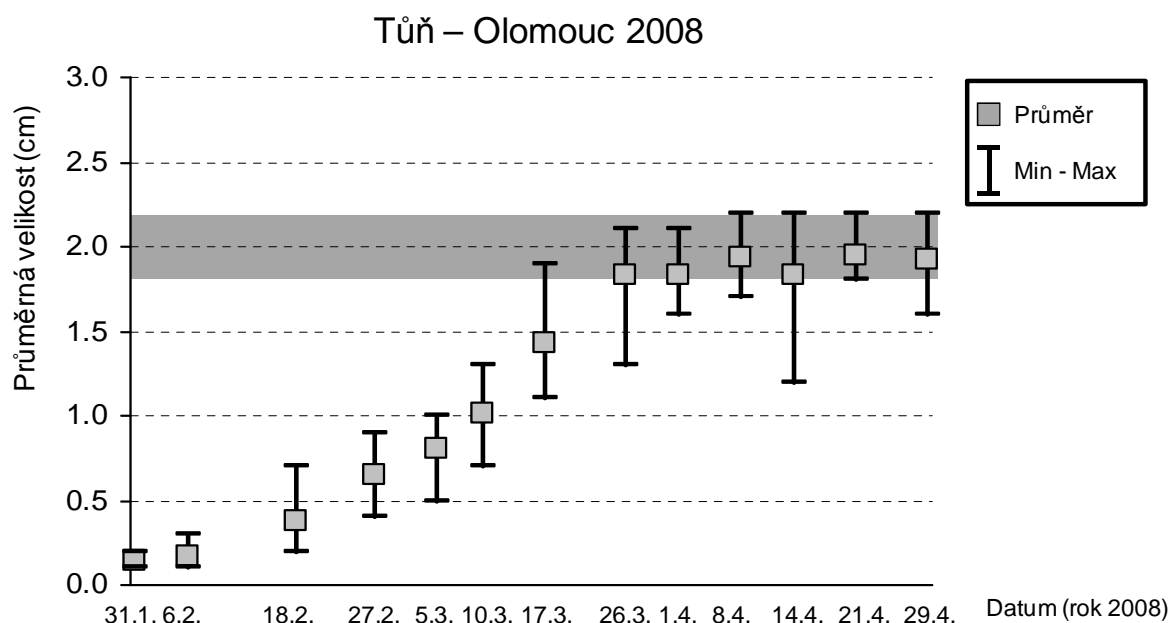
Pro hodnocení velikosti žábřonožek byl použit aritmetický průměr jedinců v jednotlivých časech pozorování. Průběh růstu byl pak popsán, krom průměru, hodnotami relativní míry růstu, která znázorňuje procentuální podíl velikostí jedinců po jednom dni, tzn., je-li například relativní míra 105 %/den, znamená to, že v daném intervalu sledování rostly žábřonožky každý den o 5 % oproti předchozímu dni. Pro zjednodušené popsání růstu byla použita celková relativní míra růstu, která je vypočítána jako relativní změna od začátku sledování do dosažení maximální velikosti za jeden den (BOX 1976). K testování rozdílu velikostí a relativní míry růstu mezi dvěma skupinami byl použit dvouvýběrový t-test; mezi více než dvěma skupinami byla použita ANOVA metoda (stejně tak pro porovnání počtu vajíček v sedimentu) a Tukey post-hoc testování s Bonferoniho korekcí (CARLSON 1975). Pro zjištění vztahu mezi délkou samic a počtem vajíček byla použita neparametrická korelace dle Spearmana (COHEN 2002).

## 5 VÝSLEDKY

### 5.1 Růstové charakteristiky

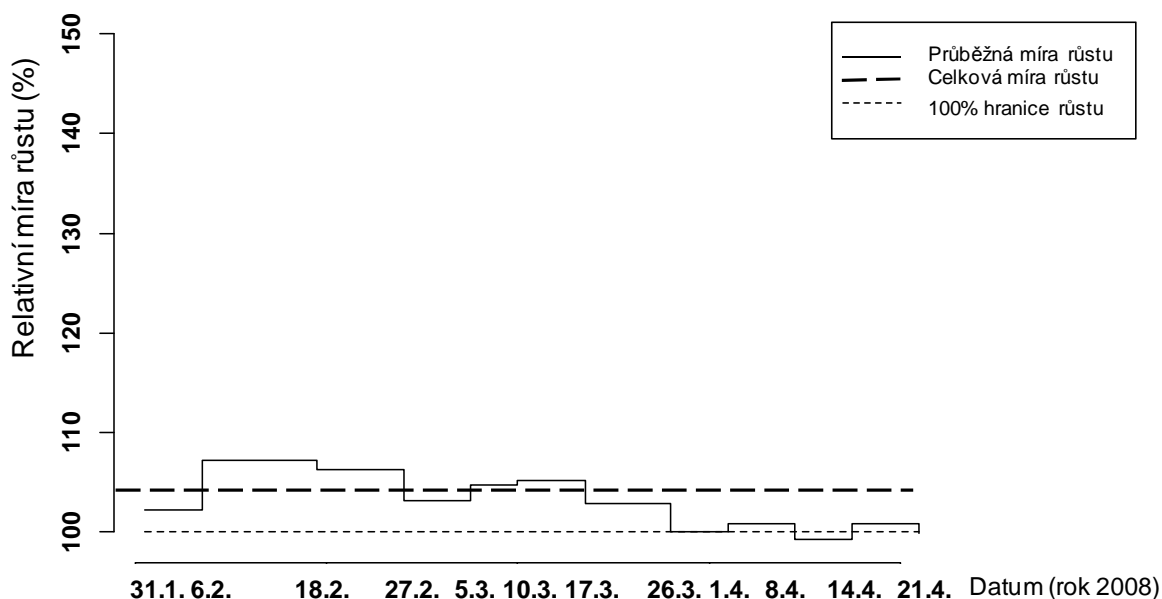
Data byla sbírána na třech lokalitách: tůň – Olomouc (T), lesní rozliv (L) – Olomouc a lesní rozliv – Hodonín (M). Olomoucká tůň byla sledována ve čtyřech letech 2008 (Vokálová 2008), 2010, 2011 a 2012. Lesní rozliv v Olomouci a Hodoníně ve třech letech (2010, 2011, 2012).

Data z roku 2008 poskytla pro srovnání Alexandra Vokálová a jejich vyhodnocení je podrobně rozebráno v její bakalářské práci. Data byla statisticky přepracována pro srovnání s daty z následujících let. Graf 1 dokumentuje růst jedinců během roku 2008. Zobrazena je průměrná hodnota a minimální a maximální délka. Šedý pás vyznačuje maximální dosaženou délku jedinců, která činí 1.95 cm a byla dosažena 21. 4. 2008. Schodovitý graf (graf 2) zobrazuje relativní míru růstu v jednotlivých intervalech. Doplněna je tlustá přerušovaná čára označující celkovou relativní míru růstu nabývající hodnoty 103.3 %/den.



**Graf 1** – Průběh růstu žábřonožek na lokalitě tůň – Olomouc v roce 2008.

## Tůň – Olomouc 2008



**Graf 2** – Průběh relativní míry růstu na lokalitě tůň – Olomouc 2008.

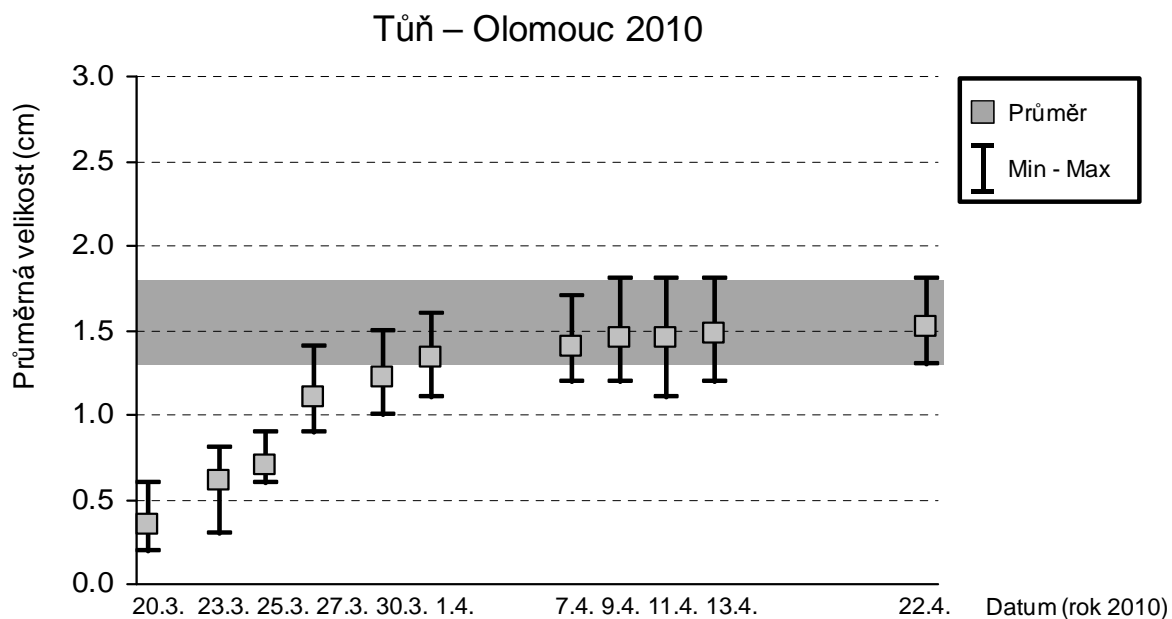
V roce 2010 bylo měření prováděno v období od 18. 3. 2010 do 22. 4. 2010 a bylo změřeno 1040 jedinců. První žábřonožky byly zachyceny v lesním rozlivu 18. 3, teplota v té době kolísala kolem 5°C. V roce 2010 se nepodařilo zachytit výskyt nejmenších jedinců, tak jako v roce 2008, což je způsobeno pozdním začátkem sledování (v případě M) či vyšší rychlostí růstu žábřonožek (T a L), v důsledku čehož byli při kontrolních návštěvách lokalit v průběhu března objeveni jedinci až od velikostí zhruba 0.3 cm (obr. 13). První vajíčka u samic byla zaznamenána 25. 3., intenzivní páření a takzvané „svatební roje“ bylo možné pozorovat při kontrole v tůni (T) 30. 3., od tohoto okamžiku je možné pozorovat úbytek samců, jejichž počet byl doposud stejný jako počet samic, 11. 4., kdy se voda v tůni pohybovala kolem teploty 8 °C, bylo na lokalitě už jen minimum samců. Tempo růstu v obou Olomouckých lokalitách bylo výrazně vyšší než v Hodonínské lokalitě. Růst v lokalitě T byl 2,8 krát rychlejší než v lokalitě M. V lokalitě L dokonce 3,3 krát rychlejší než v M. Velikost, které žábřonožky dosáhly v Olomouckých lokalitách je mnohem menší než v Hodonínské lokalitě. V lokalitě M byly oproti lokalitě T o 18 % větší a oproti L dokonce o 23 %. Průběh růstu žábřonožek nám znázorňuje Graf 3, 4 a 5. Zatímco průběh relativní míry růstu grafy číslo 6, 7 a 8.

Z tabulky 2, 3 a 4 je patrné, že žábřonožky v Olomouckých lokalitách se objevily zhruba ve stejnou dobu, ve stejnou dobu dosáhly konečné velikosti a průběh jejich růstu je podobný. Oproti tomu v Hodonínské lokalitě se objevily dříve (ještě před zahájením pozorování), v době kdy byly v Olomouckých lokalitách objeveni první jedinci, dosahovaly v Hodonínské lokalitě průměrné velikosti již více než 0.7 cm. Jejich růst byl však pomalejší a tedy konečné velikosti dosáhly o necelý týden později.

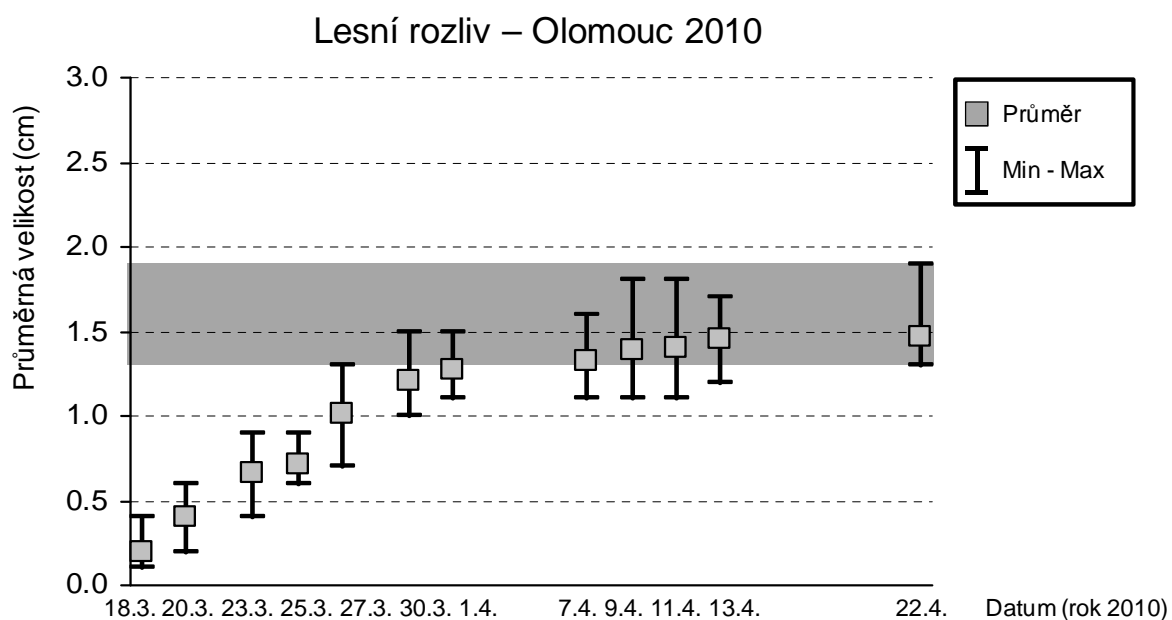
Velikost žábřonožek v tůni T je mírně větší než v lesním rozlivu L, konkrétně o 4 %. Stejně tak je malý rozdíl v rychlosti růstu, v lokalitě L rostly žábřonožky jen 1,18 krát rychleji. Rozdíl v teplotě vody na všech třech lokalitách, přesto že u lesních rozlivů by se dalo předpokládat větší prohřívání, se lišil po celou dobu výzkumu maximálně o jeden stupeň.



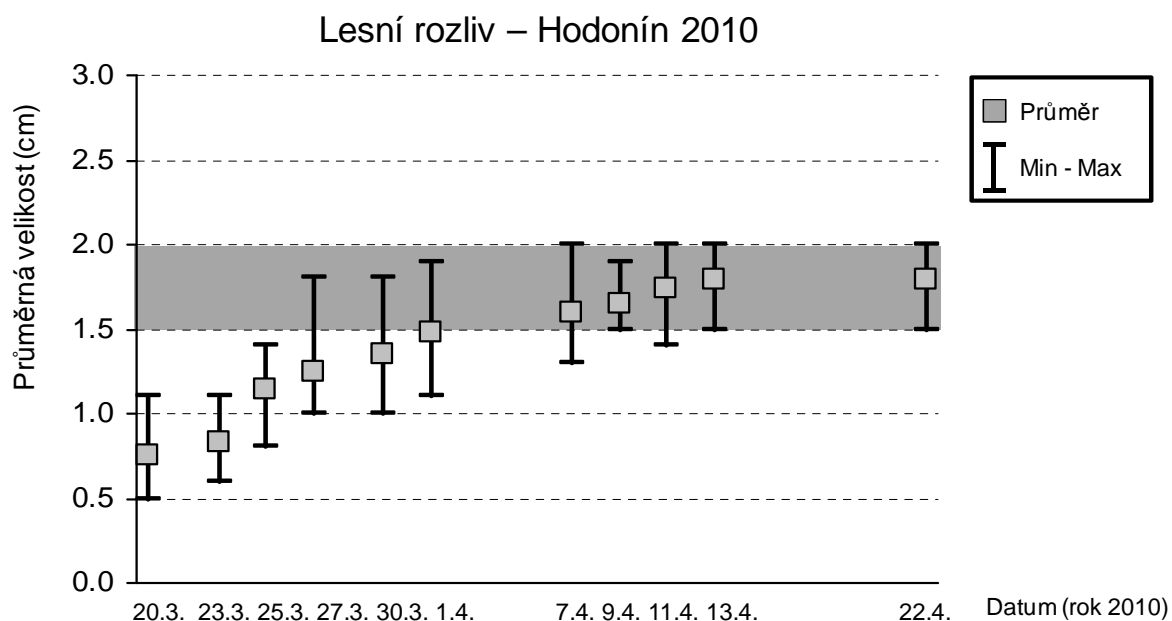
**Obr. 13** První žábřonožky zachycené v roce 2010 © 2010 Kateřina Konečná



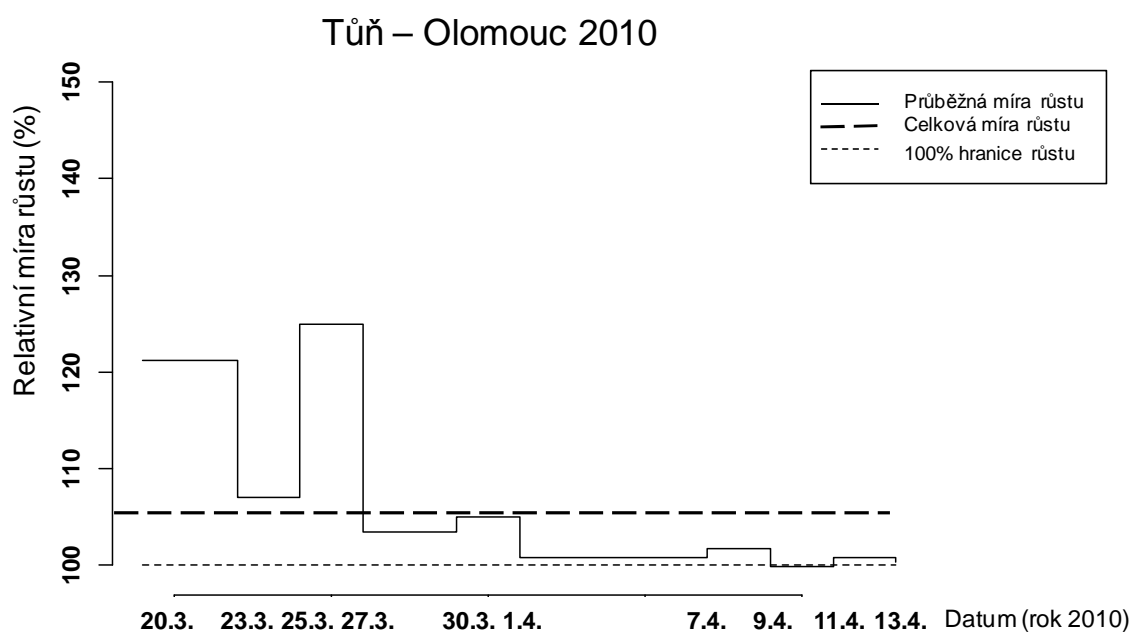
**Graf 3** - Průběh růstu žábřonožek na lokalitě tůň – Olomouc v roce 2010. Zobrazena je průměrná hodnota a minimální a maximální délka. Šedý pás vyznačuje maximální dosaženou délku jedinců, která činí 1,52 cm a byla dosažena 22. 4. 2010.



**Graf 4** - Průběh růstu žábřonožek na lokalitě lesní rozliv – Olomouc v roce 2010. Zobrazena je průměrná hodnota a minimální a maximální délka. Šedý pás vyznačuje maximální dosaženou délku jedinců, která činí 1,47 cm a byla dosažena 22. 4. 2010.

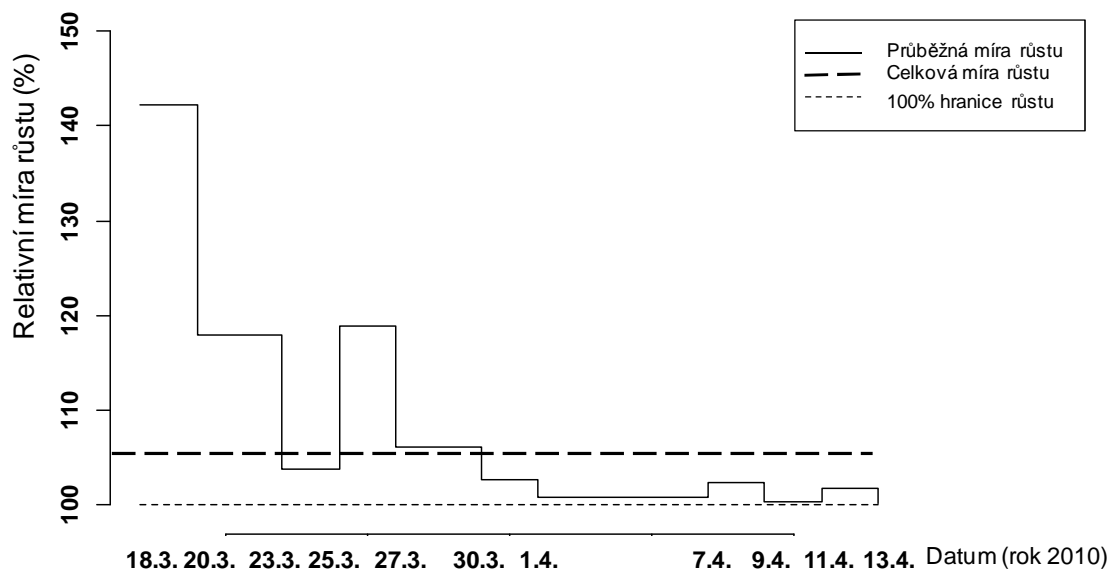


**Graf 5** - Průběh růstu žábřonůžek na lokalitě lesní rozliv – Hodonín v roce 2010. Zobrazena je průměrná hodnota a minimální a maximální délka. Šedý pás vyznačuje maximální dosaženou délku jedinců, která činí 1,80 cm a byla dosažena 22. 4. 2010.



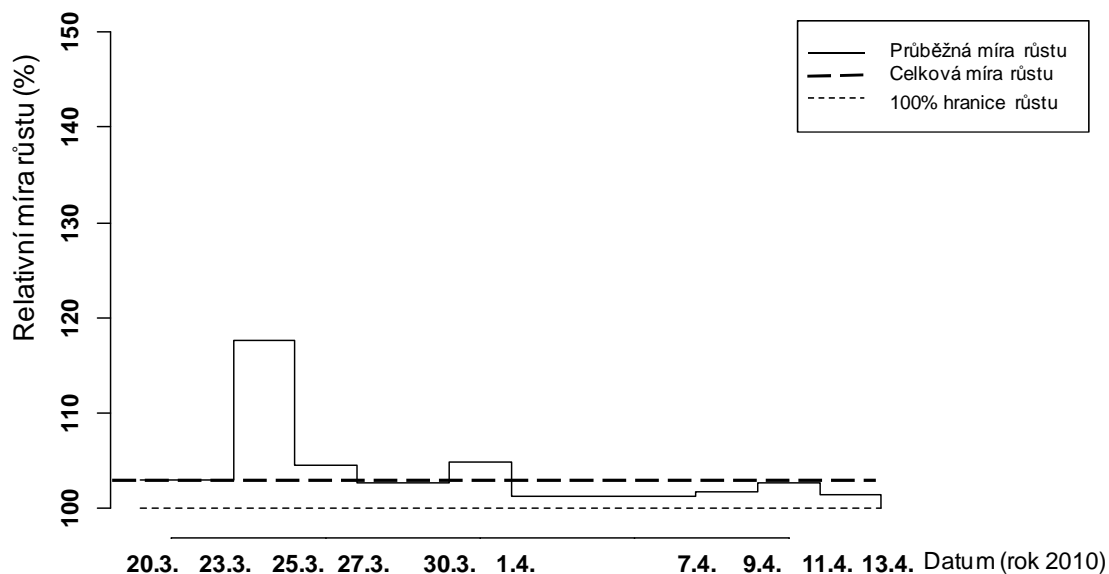
**Graf 6** – Průběh relativní míry růstu na lokalitě tůň – Olomouc 2010. Schodovitý graf zobrazuje relativní míru růstu v jednotlivých intervalech. Doplněna je tlustá přerušovaná čára označující celkovou relativní míru růstu nabývající hodnoty 104,6 %/den.

### Lesní rozliv – Olomouc 2010



**Graf 2** – Průběh relativní míry růstu na lokalitě lesní rozliv – Olomouc 2010. Schodovitý graf zobrazuje relativní míru růstu v jednotlivých intervalech. Doplněna je tlustá přerušovaná čára označující celkovou relativní míru růstu nabývající hodnoty 105,9 %/den.

### Lesní rozliv – Hodonín 2010



**Graf 8** – Průběh relativní míry růstu na lokalitě lesní rozliv – Hodonín 2012. Schodovitý graf zobrazuje relativní míru růstu v jednotlivých intervalech. Doplněna je tlustá přerušovaná čára označující celkovou relativní míru růstu nabývající hodnoty 102,7 %/den.



V roce 2011 nebyly žábřonožky zaznamenány ani na jedné z lokalit, v lokalitě na Hodonínsku byla voda přítomna od začátku roku 2010 až do pozdního podzimu kdy došlo k vyschnutí a na jaře 2011 pak voda nenastoupala ani z dešťů ani z jarní povodně. Žábřonožky zde prakticky neměly místo pro výskyt, v okolí zkoumaného rozlivu místy k nastoupání vody ze spodních zdrojů došlo, avšak tato místa nevydržela zvodnělá ani měsíc a žábřonožky se v nich nevyskytovaly.

Tůň u obce Střeň zůstala zavodněná od začátku roku 2010 až do pozorování v obvyklou dobu líhnutí v roce 2011. Vůbec nedošlo k jejímu vyschnutí, ve vodě probíhaly hnilobné procesy napadaného organického materiálů a celý povrch tůně byl zhusta porostlý vodní vegetací, žábřonožky zde nebylo možné zachytit.

K rozlité vody v rámci lesa v roce 2011 nedošlo vůbec, jen v místě drobného toku u staré hájovny v rámci lokality L došlo k mírnému zvodnění, nicméně voda se zde rychle kazila a ustupovala.

Teplota vody v roce 2011 měla na obou olomouckých lokalitách stejný vývoj jako v předchozím roce, na začátku měření se pohybovala kolem 5°C. Nejvyšší teploty byly naměřeny 18. 4. 2011, kdy teplota vody v tůni i rozlivu dosahovala 13 °C.

Dle ústního sdělení Rulíka (2011) bylo několik dospělých jedinců žábřonožky zachyceno v lokalitě pod tratí kde dřív probíhal výzkum Vokálové (2008), jelikož ale tato lokalita nebyla předmětem plánovaného pozorování a informace o tomto výskytu byla zjištěna až po sezóně, nebylo možné ji dále ověřit.

Před začátkem roku 2012 byla lokalita M na Hodonínsku vytěžena formou holoseče. Na místě po práci těžké techniky vznikl nerovný terén s odkrytou vrstvou půdy, plně vystavený slunci, který se již na jaře nezavodnil. Pro kontrolu byla vybrána lokalita sousední podobná stanovišti M, s neodtěženým lesem, kde byly v roce 2010 žábřonožky rovněž pozorovány. V roce 2012 ovšem na Hodonínsku nedošlo k většímu potřebnému zavodnění lesa a žábřonožky se zde opět nevyskytly.

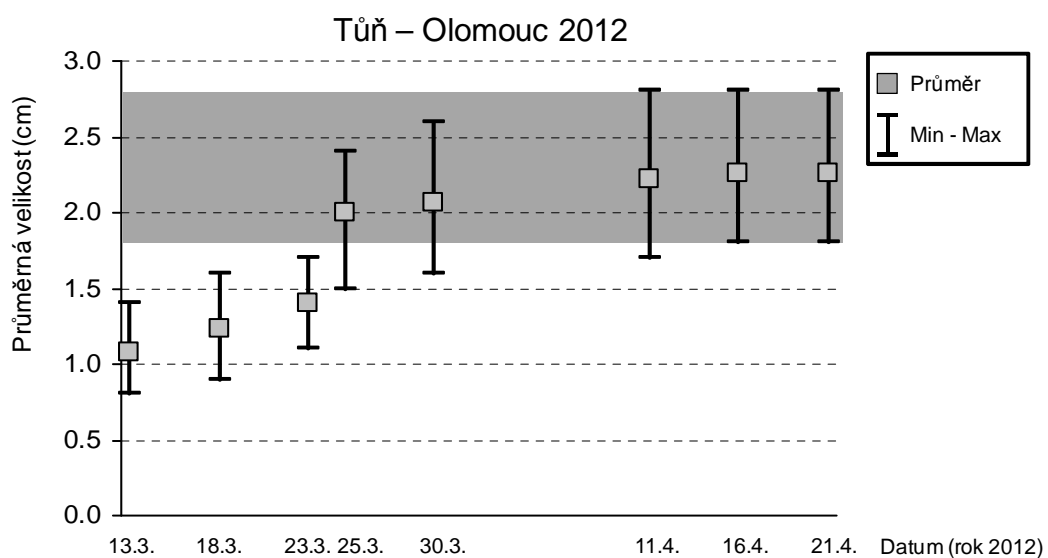
Jiná byla situace na na obou Olomouckých lokalitách. První odlov žábřonožek byl uskutečněn 13. 3. kde zvířata v tůni byla na první pohled výrazně větší než zvířata odchycená v lesním rozlivu - zvířata v tůni kolem 1 cm zatímco zvířata v lese kolem půl cm, teplota vody to dobou na obou lokalitách schodná kolem 5,5°C. Žábřonožky v tůni dorostly do maximální velikosti 2,27 cm (graf 9) oproti maximální velikosti žábřonožek v lese 1,20 cm (graf 10, obr. 15). První vajíčka se začaly oběvovat u samic kolem 20. 3., svatební roje nebyly v tomto roce pozorovány. Nejzajímavější je výskyt většího

množství žábřonožek s velikostí kolem 0,20 cm odchycených 11. 4. v lesním rozlivu, kdy běžná velikost žábřonožek byla kolem 0,95 cm, došlo tedy k dalšímu líhnutí během sezóny. Ke stejnému datu bylo možné na lokalitě zachytit predátory žábřonožek, malé listonohy (*Lepidurus apus*, obr 14).

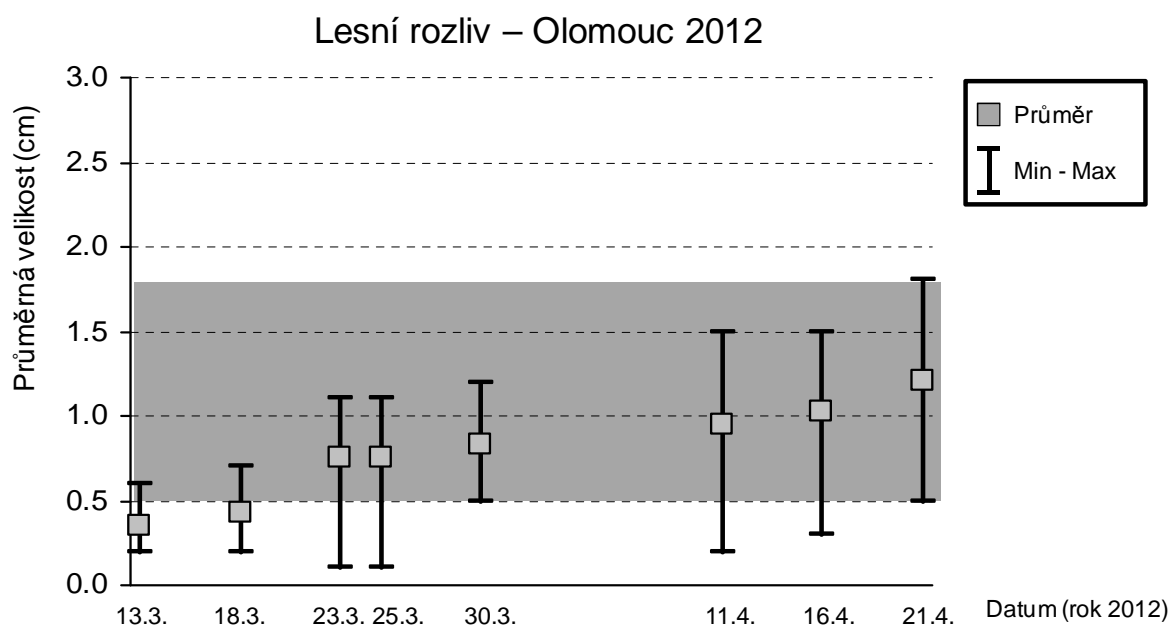


**Obr. 14** Největší samice odlov lokalita T, listonoh a menší žábřonožky lokalita L

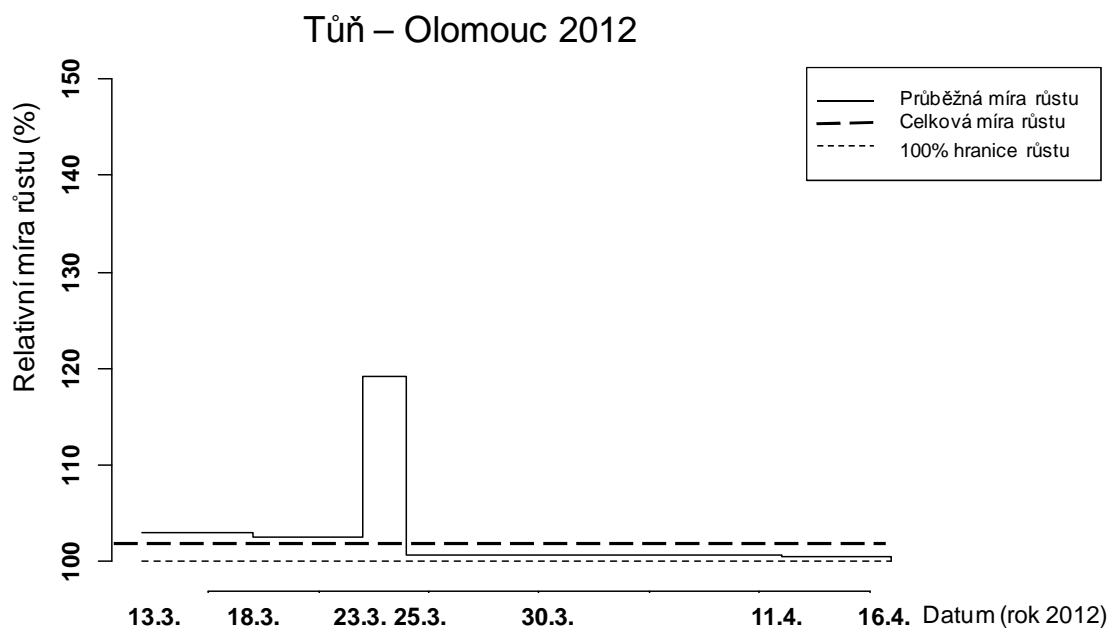
© 2012 Kateřina Konečná



**Graf 9** - Průběh růstu žábřonožek na lokalitě tůň – Olomouc v roce 2012. Zobrazena je průměrná hodnota a minimální a maximální délka. Šedý pás vyznačuje maximální dosaženou délku jedinců, která činí 2,27 cm a byla dosažena 21. 4. 2012.

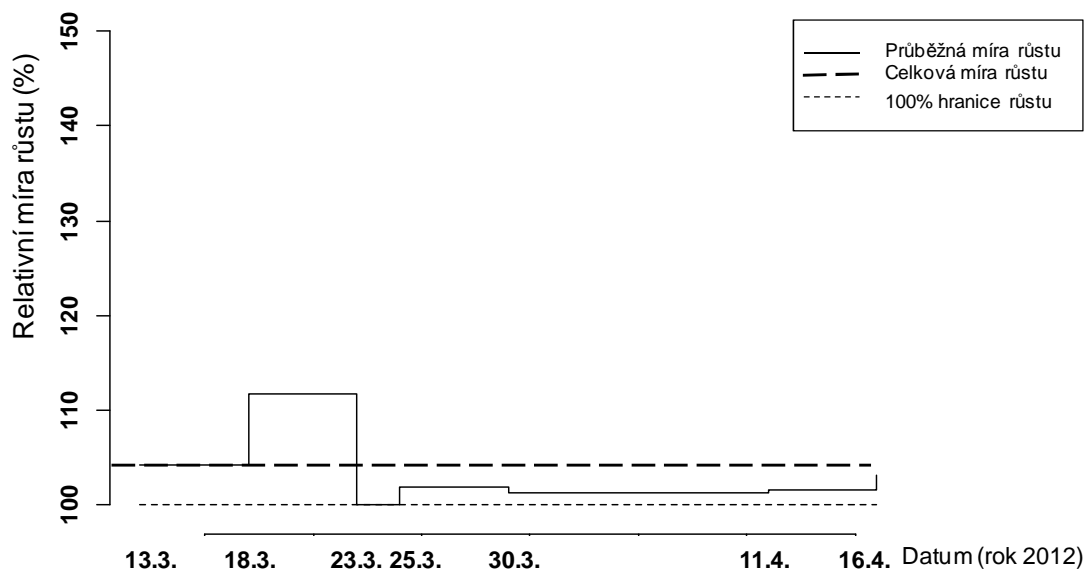


**Graf 10** - Průběh růstu žabronožek na lokalitě lesní rozliv – Olomouc v roce 2012. Zobrazena je průměrná hodnota a minimální a maximální délka. Šedý pás vyznačuje maximální dosaženou délku jedinců, která činí 1,20 cm a byla dosažena 21. 4. 2012.



**Graf 11** – Průběh relativní míry růstu na lokalitě tůň – Olomouc 2012. Schodovitý graf zobrazuje relativní míru růstu v jednotlivých intervalech. Doplněna je tlustá přerušovaná čára označující celkovou relativní míru růstu nabývající hodnoty 101,9 %/den.

## Lesní rozliv – Olomouc 2012



**Graf 12** – Průběh relativní míry růstu na lokalitě lesní rozliv – Olomouc 2012. Schodovitý graf zobrazuje relativní míru růstu v jednotlivých intervalech. Doplněna je tlustá přerušovaná čára označující celkovou relativní míru růstu nabývající hodnoty 103,2 %/den.

**Tab. 2** – Tabulka srovnání základních popisných hodnot růstu žábřonožek na lokalitě tůň – Olomouc v letech 2008, 2010, 2012. Rozdíl v počáteční velikosti, maximální velikosti a relativní míře růstu mezi lety je statisticky významný (v post-hoc testování vyplývá vzájemný rozdíl i mezi jednotlivými lety).

	Tůň - Olomouc			P-hodnota
	2008	2010	2012	
Datum prvního pozorování	31. ledna	20. března	13. března	
Počáteční velikost (cm) (95% IS)	0.14 (0.13 - 0.15)	0.35 (0.30 - 0.39)	1.08 (1.00 - 1.15)	<0.001
Datum dosažení maximální velikosti	21. dubna	22. dubna	21. dubna	
Doba do dosažení maximální velikosti (dny)	81	33	39	
Maximální velikost (cm) (95% IS)	1.95 (1.92 - 1.98)	1.52 (1.48 - 1.56)	2.27 (2.19 - 2.34)	<0.001
Období maximální relativní míry růstu	6. února - 18. února	25. března - 27. března	23. března - 25. března	
Maximální relativní míra růstu (%/den) (95% IS)	107.2 (105.1 - 109.5)	124.9 (117.7 - 132.5)	119.2 (115.3 - 123.3)	<0.001
Celková relativní míra růstu (%/den) (95% IS)	103.3 (103.2 - 103.4)	104.6 (104.1 - 105.1)	101.9 (101.7 - 102.2)	<0.001

**Tab. 3** - Tabulka srovnání základních popisných hodnot růstu žábřonožek na lokalitách lesní rozliv v Olomouci a Hodoníně v roce 2010. Rozdíl v počáteční velikosti, maximální velikosti a relativní míře růstu mezi lety je statisticky významný.

	Lesní rozliv		P-hodnota
	Olomouc 2010	Hodonín 2010	
Datum prvního pozorování	18. března	20. března	
Počáteční velikost (cm) (95% IS)	0.20 (0.16 - 0.24)	0.76 (0.70 - 0.81)	<0.001
Datum dosažení maximální velikosti	22. dubna	22. dubna	
Doba do dosažení maximální velikosti (dny)	35	33	
Maximální velikost (cm) (95% IS)	1.47 (1.43 - 1.51)	1.80 (1.75 - 1.84)	<0.001
Období maximální relativní míry růstu	18. Března - 20. března	23. března - 25. března	
Maximální relativní míra růstu (%/den) (95% IS)	142.3 (122.1 - 168.9)	117.6 (110.0 - 125.7)	<0.001
Celková relativní míra růstu (%/den) (95% IS)	105.9 (105.2 - 106.7)	102.7 (102.4 - 103.0)	<0.001

**Tab. 4** - Tabulka srovnání základních popisných hodnot růstu žábřonožek na lokalitě lesní rozliv - Olomouc v letech 2010 a 2012. Rozdíl v počáteční velikosti, maximální velikosti a relativní míře růstu mezi lety je statisticky významný.

	Lesní rozliv - Olomouc		P-hodnota
	2010	2012	
Datum prvního pozorování	18. března	13. března	
Počáteční velikost (cm) (95% IS)	0.20 (0.16 - 0.24)	0.36 (0.30 - 0.41)	<0.001
Datum dosažení maximální velikosti	22. dubna	21. dubna	
Doba do dosažení maximální velikosti (dny)	35	39	
Maximální velikost (cm) (95% IS)	1.47 (1.43 - 1.51)	1.20 (1.11 - 1.29)	<0.001
Období maximální relativní míry růstu	18. března - 20. března	18. března - 23. března	
Maximální relativní míra růstu (%/den) (95% IS)	142.3 (122.1 - 168.9)	111.7 (105.8 - 117.9)	<0.001
Celková relativní míra růstu (%/den) (95% IS)	105.9 (105.2 - 106.7)	103.2 (102.6 - 103.8)	<0.001

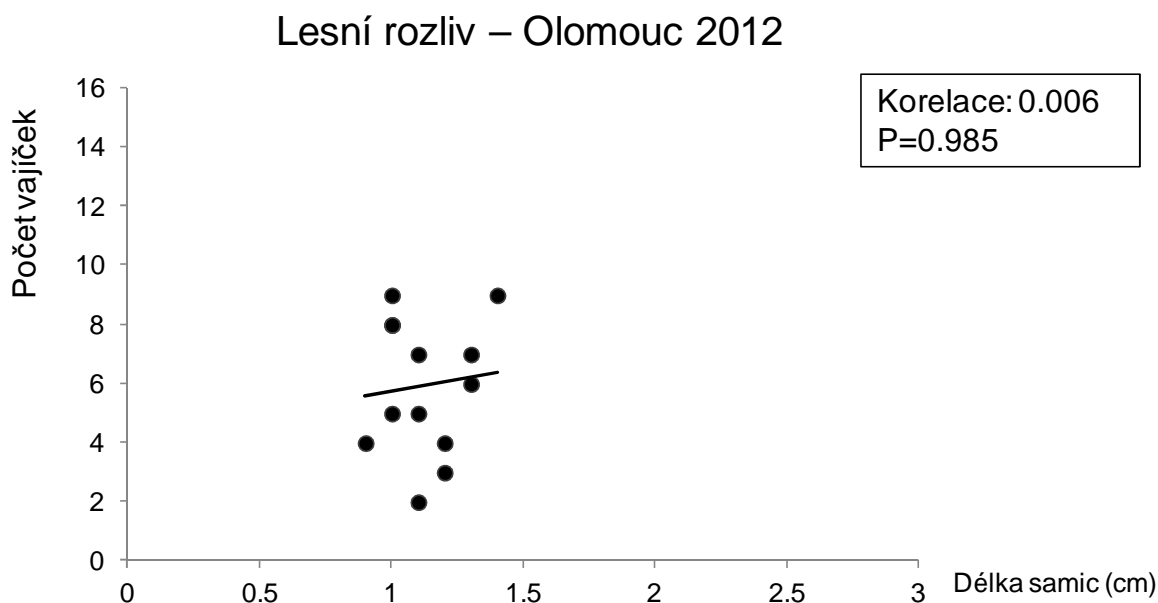


**Obr. 15** Vzorek žabronožkek sněžních (*Eubranchipus grubii*) odchycených v tůni

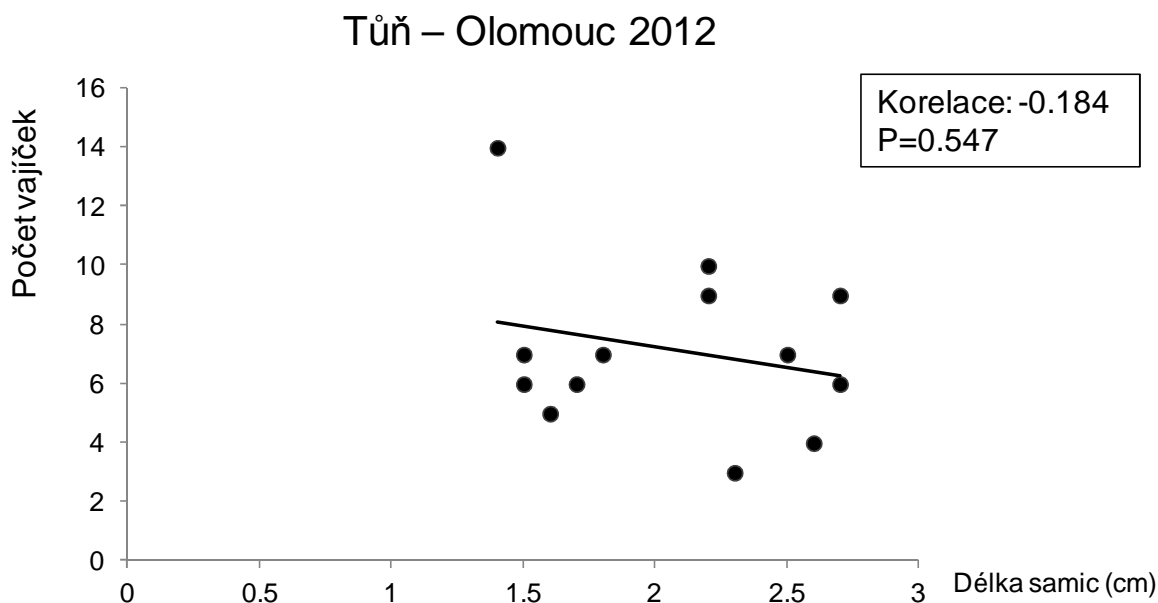
© 2012 Kateřina Konečná

## 5.2 Závislost počtu vajíček na velikosti těla samic

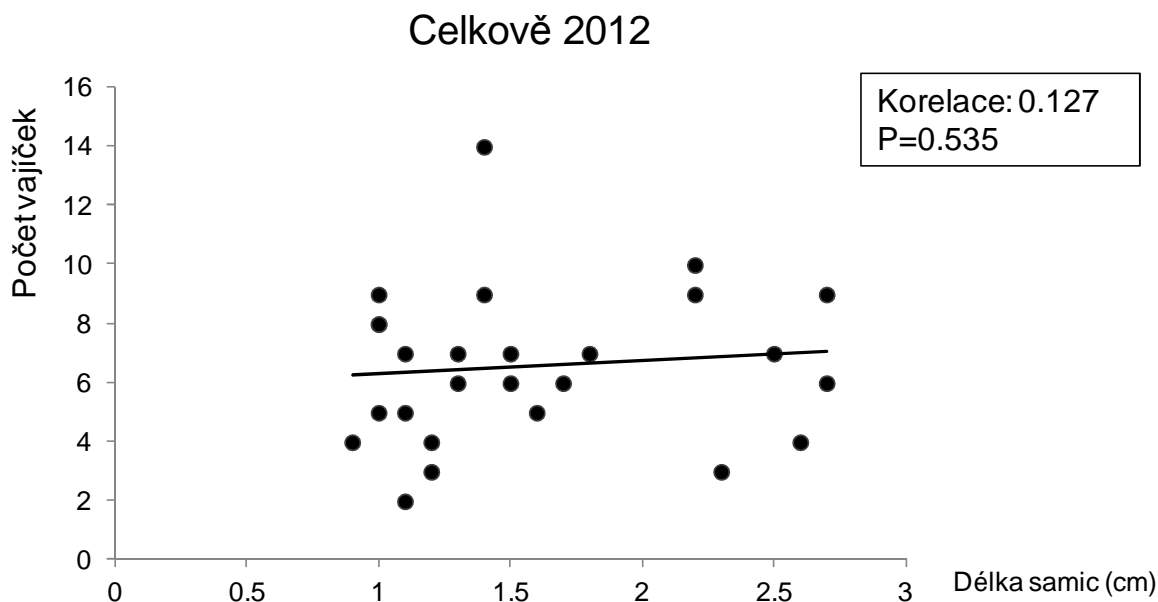
Závislost počtu vajíček na velikosti těla samic se prokázat nepodařilo. Koeficient korelace 0,006 u lesního rozlivu, -0,184 u tůně a celkový koeficient korelace 0,127 značí velmi slabou (spíše žádnou) kladnou závislost, která navíc není statisticky průkazná (graf 13, 14, 15).



**Graf 13** – Graf znázorňující závislost počtu vajíček na velikosti těla samic v lokalitě lesní rozliv – Olomouc 2012. Koeficient korelace 0,006 značí velmi slabou (spíše žádnou) kladnou závislost, která navíc není statisticky průkazná. Do grafu je doplněna regresní přímka znázorňující odhad lineárního trendu, který se dá předpokládat.



**Graf 3** – Graf znázorňující závislost počtu vajíček na velikosti těla samic v lokalitě tůň – Olomouc 2012. Koeficient korelace -0,184 značí velmi slabou (spíše žádnou) zápornou závislost, která navíc není statisticky průkazná. Do grafu je doplněna regresní přímka znázorňující odhad lineárního trendu, který se dá předpokládat.

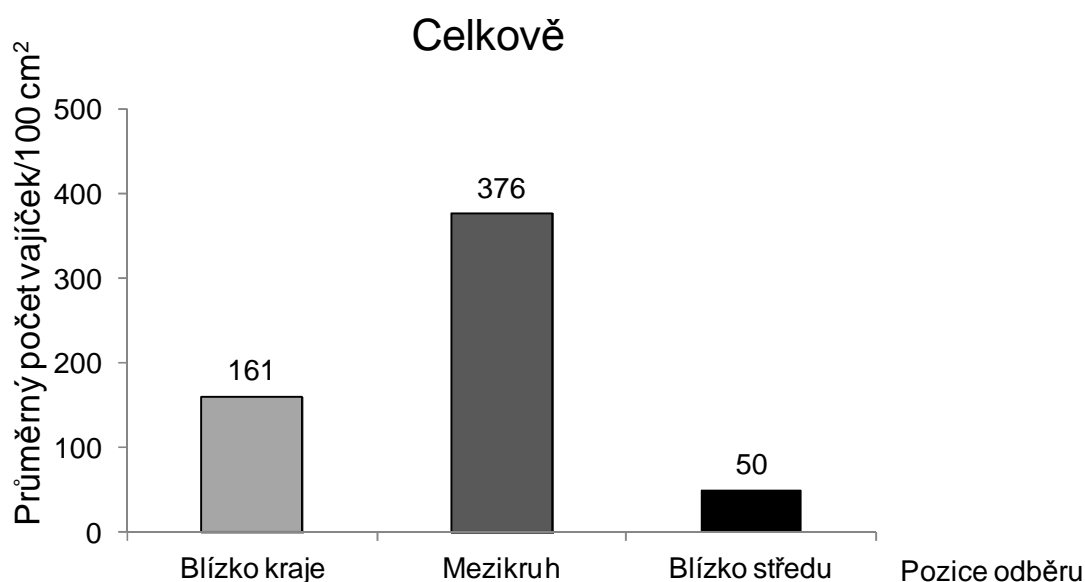


**Graf 15** – Graf znázorňující závislost počtu vajíček na velikosti těla samic. Koeficient korelace 0,127 značí velmi slabou (spíše žádnou) kladnou závislost, která navíc není statisticky průkazná. Do grafu je doplněna regresní přímka znázorňující odhad lineárního trendu, který se dá předpokládat.

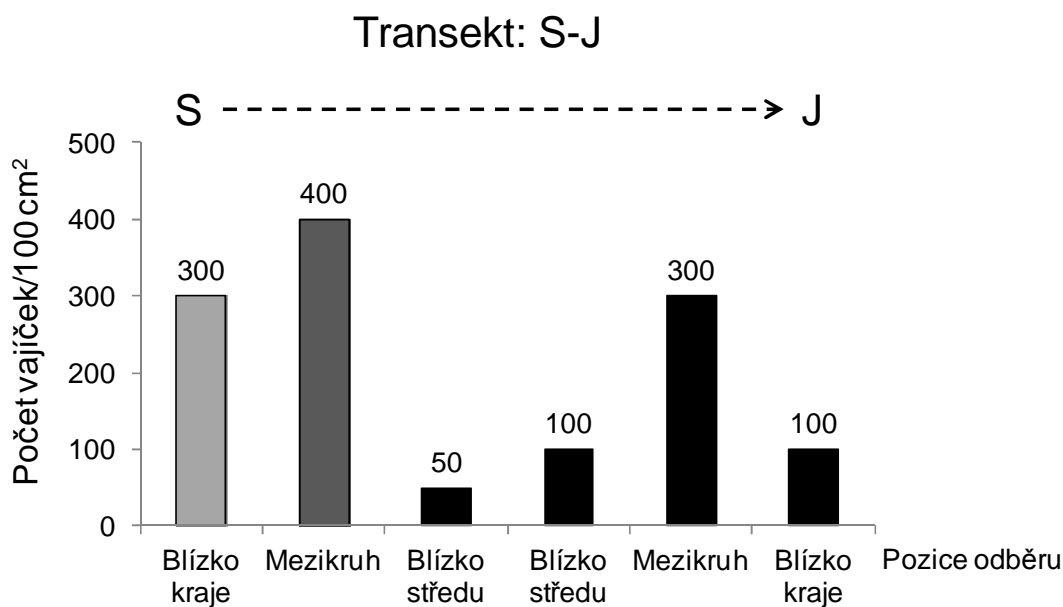


### 5.3 Distribuce vajíček v sedimentu

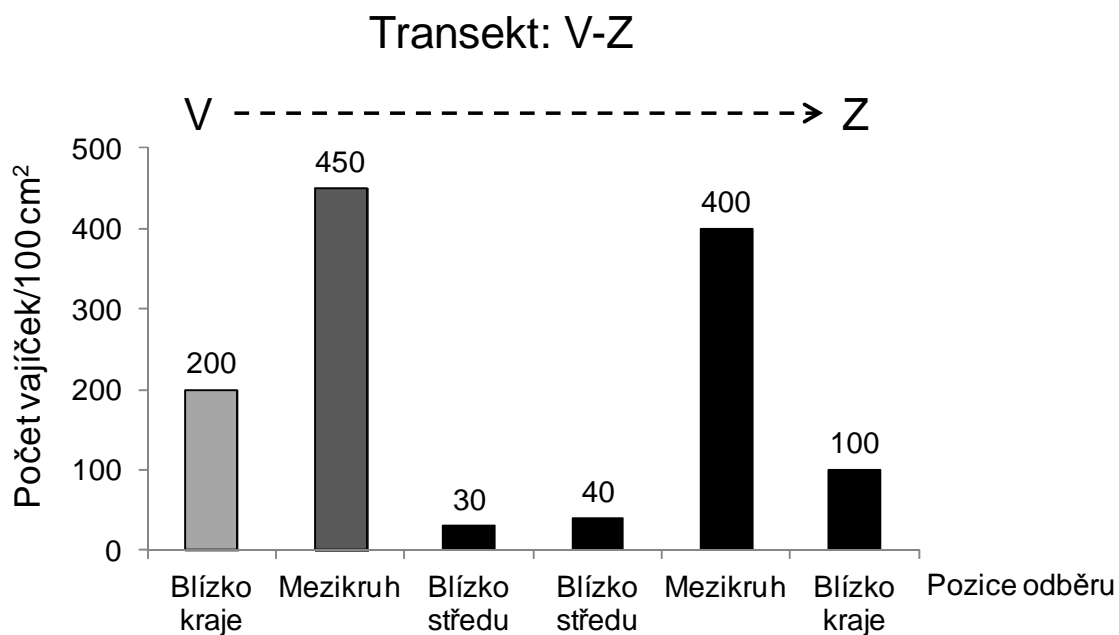
Výrazně vyšší hustota vajíček v sedimentu je zaznamenána v určitém kruhu pod okrají vodní plochy a směrem ke středu a břehu klesá. Z obrázků 17-20 je patrný trend ve vyšším zastoupení vajíček na severní straně rozlivu.



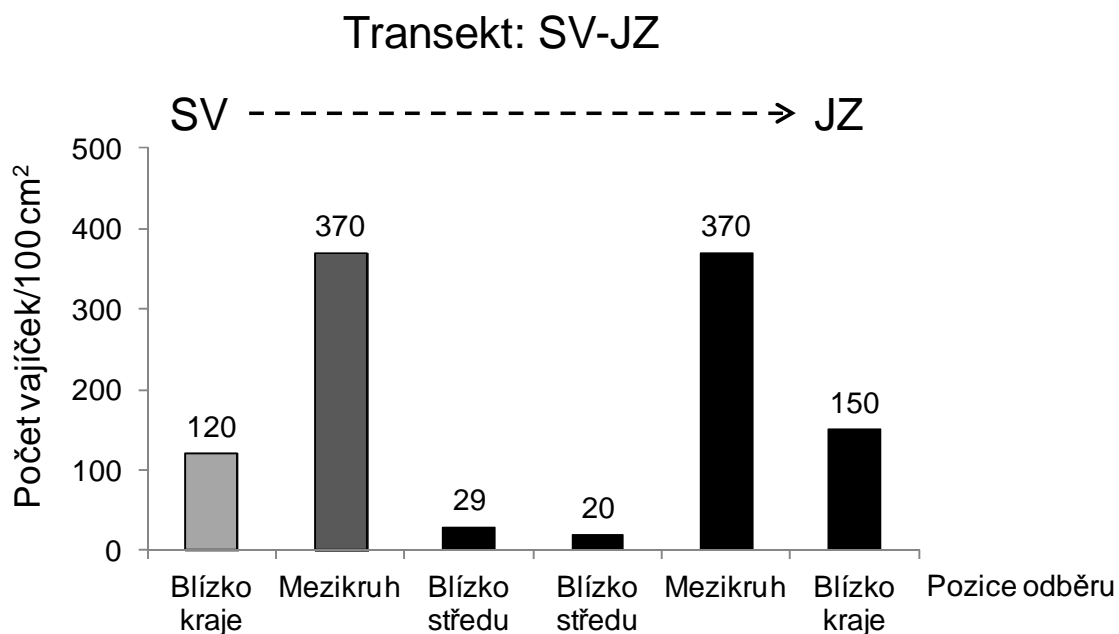
**Graf 4** – Průměrná hustota vajíček v sedimentu dle pozice ve vodním dně (blízko kraje - břehu, v okolí odhadnutého středu rozlivu a v prostoru mezi těmito místy označeném jako „mezikruh“). Výrazně největší zastoupení vajíček je v prstenci pod krajem, u okrajů rozlivu a u středu je hustota mnohem nižší (ANOVA,  $p < 0,001$ ).



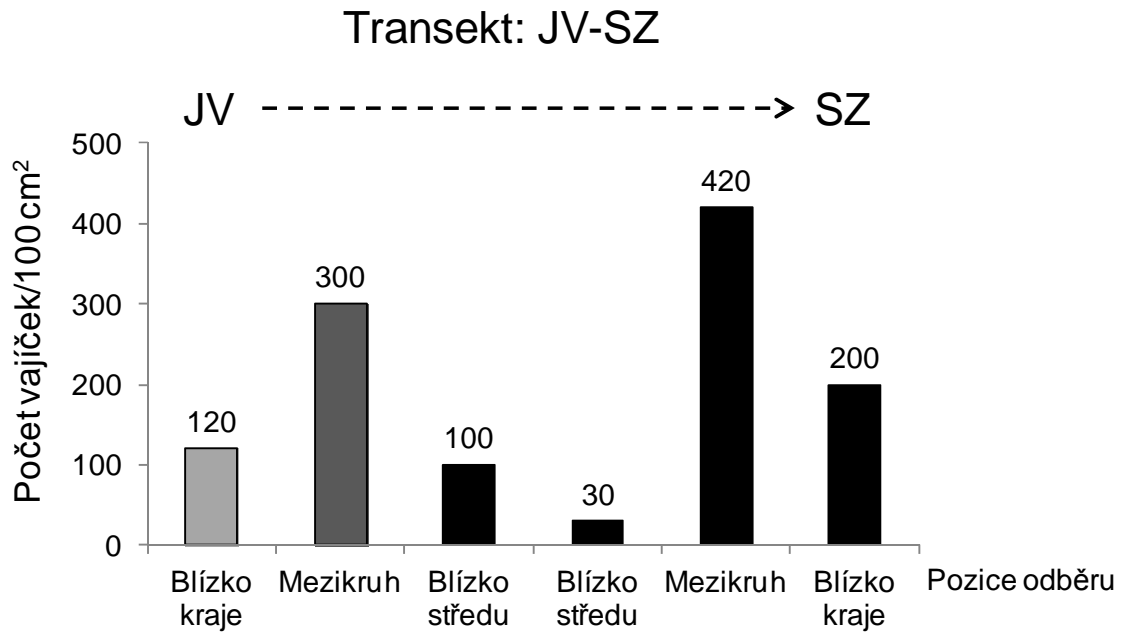
**Graf 17** – Hustota vajíček v jednotlivých odběrech na transektu od severu k jihu.



**Graf 5** – Hustota vajíček v jednotlivých odběrech na transektu od východu k západu.



**Graf 6** - Hustota vajíček v jednotlivých odběrech na transektu od severovýchodu k jihozápadu.



**Graf 7** - Hustota vajíček v jednotlivých odběrech na transektu od jihovýchodu k severozápadu.

## 6 DISKUZE

Korýši periodických tůní mají krátký život a od zaplavení tůní vodou se rychle vyvíjejí a rozmnožují. Většinu roku přečkávají jen jejich vajíčka, která potom jarní povodeň roznese po lese. V prohlubních s vodou se začnou opět vyvíjet (SIMOVICH et HATHAWAY 1997). Dočasné tůně obývané žábronožkou sněžní jsou zaplavovány podzemní, přílivovou a dešťovou vodou při dvou příležitostech: podzimní dešťová pásma a jarní tání. Obě příležitosti mohou být spouštěčem pro uvedení žábronožek do aktivního životního cyklu (SAIAH et PERRIN 1990). Při mém výzkumu došlo k zajímavému pozorování, nejen prokazatelný výskyt zimní a jarní kohorty žábronožek dobře známé ze Švýcarska (SAIAH et PERRIN 1990), ale zároveň pozorování druhého líhnutí, po vylíhnutí jarní kohorty v roce 2008 (VOKÁLOVÁ 2008) a 2012, které dosud nebylo v žádné dostupné literatuře publikováno.

Celkové srovnání let přineslo zajímavé výsledky. Zatímco v roce 2008 proběhlo líhnutí a pozorování prvních jedinců již v únoru - známé například od autorů Moosin (1986), Engelmann et Hahn (2004), v roce 2010 a 2012 byly žábronožky zachyceny až v březnu tak, jak jsou na tento čas výskytu zvyklí například z Polska (KOŁODZIEJCZYK et KOPERSKI 2000). V roce 2011 nebyly žábronožky na žádné z lokality úspěšně pozorovány, několik dospělých jedinců však mělo být zachyceno v tůni pod tratí u Střeneš (RULÍK ústní sdělení). Mezi světově uznávané faktory ovlivňující distribuci žábronožek patří teplota, chemismus vody, velikost tůně a doba, po jakou zůstává stanoviště zaplněno vodou (HATHAWAY et SIMOVICH 1996). V lesní tůni (T) nedošlo během roku 2010 vůbec k vyschnutí (v dřívějších studiích na této lokalitě bylo uváděno vždy vysychání po dobu minimálně dvou měsíců například MERTA (2005) a vodní vegetace se zde udržela až do pozdního podzimu. Na podzim, ani v zimě nenapadlo dostatečné množství srážek a proto na jaře 2011 zároveň nenastoupila nová voda, zatímco ta původní začala postupně hnit. Tento nepříznivý stav způsobil pravděpodobně změnu fyzikálně - chemických parametrů a nemožnost líhnutí žábronožek na lokalitě. Podobný stav byl pozorován autory Goldyn et (2008) při studii výskytu žábronožek na několika lokalitách v Polsku.

Lesní rozliv ve Střeneš díky nedostatku vody v roce 2011 vůbec nevznikl, stav vody v porovnání s rokem 2010 nám znázorňují obrázky 16 a 17, kdy na obrázku 17 je

zachycený nejvyšší vodní stav pro jaro 2011, který trval jen několik dní. Lesní rozliv na Moravě (M) na tom byl ještě hůře, protože došlo k celkové likvidaci zkoumané tůně při těžbě dřeva. Těžba byla provedena pomocí těžké techniky formou holoseče. Zbylé kmeny s kořeny byly vyvláčeny traktory na stranu, větve a další materiál na místě spálen. V dalším roce na polovině tůně voda vůbec nenastoupila, a tam kde nastoupala, byly tůně z důvodu absence porostu přímo osluněny, často bylo možné pozorovat rychlejší vysychání, hnití a kvašení vody. Přitom právě hydrobiologický režim je uváděn jako nejdůležitější limitní faktor (RULÍK et MĚKOTOVÁ 1995). Přesto, na jiných místech s předchozím pozorovaným výskytem, na Hodonínsku v roce 2011 ani 2012 žábřonožky nebyly nalezeny.



**Obr. 16** Rozlité vody rok 2010 © 2010 Kateřina Konečná



**Obr. 17** Rozlití vody 2011 © 2011 Kateřina Konečná

Z dat vyplývá, že i při pozdějším výskytu jsou žábřonožky schopné dokončit vývoj a úspěšně se rozmnožovat (obr.18 dokumentuje rozdíl ve velikosti zvířat po pouhých 11 dnech vývoje). Zajímavým ukazatelem je doba za jakou bylo dosaženo maximální velikosti. Při vyvozování závěrů z našich dat, je pro nás zajímavější než celková délka vývoje. Doba, za kterou žábřonožky dosáhly maximální velikosti se, např. v případě olomoucké tůně v roce 2008, oproti ostatním různí, nicméně tohoto stavu dosáhly ve všech letech a lokalitách shodně v posledním týdnu měsíce dubna. Při vyvozování závěrů je potřeba mít na paměti, že rozdílné jsou také počáteční velikosti živočichů v okamžiku prvního nalezení, takže zejména v případech vyšších počátečních velikostí mohou být hodnoty popisující růst poměrně podhodnocené. Data nám však nic neříkají o tom co by se stalo, kdyby na daných lokalitách došlo k dřívějšímu vyschnutí. Naopak s jistotou můžeme říct, že mohou přijít roky jako rok 2011 kdy dojde k domnělému vymizení druhu na lokalitě. Zde se jedná jen o přirozenou fázi v periodě lužního lesa. Je, ale potřeba mít na zřeteli, že při zásahu do krajiny ve formě výstavby vodních elektráren, přehrad, nádrží či upravování koryt toků může dojít k trvalému narušení přirozeného zaplavování lesa. Tam kde je regulace či jiná úprava nevyhnutelná je potřeba alespoň umělého zaplavování lesa v případě, že je v zájmu uchování původní fauny a flóry. Zásah do lokality na Moravě ukázal jak jednoduché je přijít o lokalitu

s výskytem kriticky ohroženého druhu, revize míst výskytu a nastavení patřičné ochrany je v tomto případě více než na místě. Na dané lokalitě by stačilo jen použití šetrnější lesní techniky a těžba v rámci menších úseků či do budoucna založení různověkého lesa a výběrem stromů pro těžbu.

Mnoho studií se zabývalo různými aspekty života žábřonožek v periodických tůních, například vztahy mezi velikostí snůšky, velikostí matky a typem stanoviště zjišťoval u druhu *Streptocephalus seali* Belk et al. (1990). Během sezóny 2012 byly odebrány samice pro zjištění velikosti snůšky. Zjištění tohoto parametru se zdálo být zajímavé skrz rozdílnou velikost zvířat v lesním rozlivu a tůni. V tůni navíc byl předpoklad výskytu generace, jež se vylíhla na podzim. U předlhlých žábřonožek v předzimním období pozorují například autoři Saiah et Perin (1990) až třikrát větší počet vajíček. V našem případě korelace mezi velikostí samice a velikostí snůšky nebyla prokázána, jednalo se ovšem o jednorázový odběr samic. Ve starší literatuře se uvádí, že vaječné vaky samic se již více neplní (KAPLER 1939) což je velmi často v novějších pracích citováno, naopak pozdější výzkumy uvádí možnost opakovaného plnění vaječného vaku, tak jak je to známé u jiných druhů žábřonožek (SAIAH et PERRIN 1990). Pro ověření skutečnosti by bylo v tomto případě ideální laboratorní pozorování, pokud se vaječné vaky mohou plnit opakovaně, je totiž jednorázové počítání velikosti snůšky, jak bylo provedeno v našem pokusu, bezúčelné a korelaci by průkazně prokázalo nebo zamítlo jen počítání vajíček vytrášených samicí po celou délku jejího života.





**Obr. 18** Žabronožka sněžní (*Eubranchipus grubii*) rozdíl mezi zvířetem chyceným 18. 3. a 11. 4., tedy 11 dní vývoje © 2010 Kateřina Konečná

Studie distribuce vajíček navázala na disertační práci Mertý (2005), z nichž vyšla následně celá řada článků, publikovaných v odborných časopisech. Pro odběr dnového sedimentu byl vybrán lesní rozliv na Hodonínsku, právě značné odlišnosti od tůň v blízkosti obce Střeň, kde probíhal Mertův výzkum. Tůň ve Střeni je klasickým starým zaniklým periodickým ramenem s hlubší vodou a strmými okraji, ostře zařezanými do terénu. Voda se zde drží většinu jarních, podzimních i zimních měsíců. Zatímco lesní rozliv je v tomto případě charakteristickým případem rozlitiny během jarního nástupu vody. Není ostře ohraničen, v mnoha místech navazuje na rozlivy v blízkém okolí. Tam kde jsou vytvořeny okraje, jsou mírné a pozvolné. Maximální hloubka je kolem 30 cm (přitom největší hloubka v tůni cca 120 cm), většinu plochy ovšem pokrývá stejnoměrný vodní sloupec o výšce cca 15 cm. Neexistuje tedy nějaká výrazná hlubší zóna, jež je například v práci Mury (1991a) a Thiéryho (1997) označována jako místo výskytu většího množství cyst. Největší hloubka, zmiňovaných cca 30 cm, byla v pomyslném středu tůně a z našeho měření vyplývá, že zde byla hustota naopak nejmenší. Okraje tůně měly početnost nalezených cyst nižší, než středový prstenec tůně, přesto je oproti studiu Mertý (2009), jenž zjistil v nízké hloubce do 40 cm, malé nebo žádné množství cyst, významná. Důvodem může být fakt, že pokud je les zaplaven, je díky nízké hloubce i toto stanoviště vždy, včetně okrajů,



rovnoměrně od začátku zatopeno. A při pozorování žábřonožek v roce 2010 došlo dříve k ukončení životního cyklu žábřonožek na lokalitě než k vyschnutí, tedy vajíčka mohla být nakladena i v této krajové části tůně.

Větší množství cyst bylo nalezeno v severní a severozápadní části tůně, s tímto typem distribuce se často setkáváme i v pracích jiných autorů, například výše zmiňovaný Thiéry (1997) i Merty (2009). Thiéry (1997) si tuto distribuci vysvětluje povětrnostními vlivy, ale zároveň připouští, že vliv může mít celá řada faktorů, jako chování samic při kladení, například preferování určitého typu sedimentu, míchání vody či rozmístění vegetace v nádrži. Merta (2009) uvádí menší významnost větru u lesních rozlivů, jež jsou chráněny stromy a přiklání se spíše k vlivu proudění vody v době záplav. V lesním rozlivu nebude vliv povodňového proudění tolik významný, zvláště proto, že v tůni během roku 2010, kdy byl prováděn odběr sedimentů i v letech předchozích, byla vždy voda do tůně infiltrována z podloží či ze srážek. Úplně proti hovoří fakt, že řeka Morava, ze které v těchto místech povodňová voda přichází, teče podél tůně ve směru ze severu na jih, tudíž by směr proudění i transportu cyst měl tomuto odpovídat. V severní až severozápadní části tůně není větší hloubka, zastínění je zde rovnoměrné jako v jiných částech a zatím bohužel není možné nalézt přesvědčivé vysvětlení pro tento typ distribuce. Bylo by tedy zajímavé věnovat se dalšímu výzkumu v této oblasti.

## 7 ZÁVĚR

Cílem práce bylo navázat na studie z předchozích let a získat další informace o kriticky ohroženém druhu žábřonožce sněžní a nasbírat další zkušenosti, jež by měly sloužit pro zajištění praktické ochrany v praxi. Tento cíl byl naplněn, neboť práce přinesla několik nových poznatků a nastolila množství dalších otázek, jež by mohly směřovat další výzkum a pomoci tak lépe osvětlit ekologii druhu.

Výzkum proběhl na třech různých stanovištích ve třech po sobě jdoucích letech a byl doplněn o srovnání s rokem 2008 z dat Alexandry Vokálové. Po srovnání dat let 2008, 2010 a 2012, je zřejmé, že rozdíl v počáteční velikosti, maximální velikosti a relativní míře růstu mezi lety, je statisticky významný. V roce 2012 byl na zkoumané lokalitě na Olomoucku pozorován, stejně jako v roce 2008, výskyt druhé generace žábřonožek sněžní. Tento fakt mimo bakalářské práce Vokálové (2008), na kterou výzkum navazuje nebyl dosud publikován. Další zjišťovaný parametr byla korelace velikosti samice s velikostí snůšky. Nepodařilo se prokázat žádnou závislost, i když v jiných studiích byla závislost prokázána. Byla potvrzena teorie domácích i zahraničních autorů o nestejněměrné distribuci vajíček v tůních, v našem případě jsou pak vajíčka v největší hustotě nalezena ve střední části tůně a zároveň na její severní straně.

I rok 2011, přesto že jej není možné zahrnout do statistiky dat týkajících se růstu, je významný z hlediska otázky přežívání žábřonožek v prostředí lužního lesa, neboť dokazuje proměnlivost a nestálost tohoto prostředí. Rovněž zničení stanoviště na Hodonínsku dokazuje křehkost celého ekosystému periodických tůní a poukazuje na nutnost komplexní ochrany.

Z hlediska ochrany je navrhováno především:

- provést revizi chráněných i nechráněných území s výskytem periodických tůní a rozlivů, přehodnotit jejich význam, reprezentativnost a míru ohrožení
- určit potřebnou míru péče o území, jež mají vysokou hodnotu i přesto, že se nacházejí mimo chráněná území
- vyvinout a přijmout metody, které umožňují, aby lesy byly využívány pro produkci dřeva trvale udržitelným způsobem, bez likvidace či jakéhokoli významnějšího narušení ekosystému

- povzbudit ozdravení původní a přirozené vegetace, tak aby poskytovala ochranu půdám a sběrným oblastem vody
- zvýšit informovanost na všech úrovních o fungování a významu lužních lesů a jejich oživení

## LITERATURA

Bataille K. J. et Baldassarre G. A. 1993: *Distribution and abundance of aquatic macroinvertebrates following drought in three prairie pothole*. Wetlands 13: 260-290

Beladjal L., Peiren N., Vandekerckhove T. M. et Mertens J. 2003: *Different life histories of the co-occurring fairy shrimps Branchipus schaefferi and Streptocephalus torvicornis (Anostraca)*. Journal of Crustacean Biology 23: 300–307

Beladjal L. et Mertens J. 2003: *Interstitial remains for fauna reconstruction of desert pools using fairy shrimps as example (Anostraca)*. Journal of Crustacean Biology 23: 60-68

Beladjal L., Dierckens K. et Mertens J. 2007: *Pheromones inhibit the hatching of diapausing Anostraca (Crustacea: Branchiopoda)*. Animal Biology 57: 1-9

Beladjal L. et Mertens J. 2009: *Diaspore dispersal of Anostraca by flying insects*. Journal of Crustacean Biology 29: 266-268

Belk D. 1977: *Evolution of egg size strategies in fairy shrimps*. Southwestern Naturalist 22: 99-105.

Belk D., Anderson G. et Hsu S.-Y. 1990: *Additional observations on variations in egg size among populations of Streptocephalus seali (Anostraca)*. Journal of Crustacean Biology 10: 128-133

Belk D. et Nelson T. S. 1995: *Observations on the effects of incubation at inhibitory temperature on subsequent hatching on Anostraca cysts*. Hydrobiologia 298: 179-181

Belk D. 1998: *Global Status and Trends in Ephemeral Pool Invertebrate Conservation: Implications for Californian Fairy Shrimp*. In: Witham C. W., Bauder E. T., Belk D., Ferren W. R. Jr. et Ornduff R. (Editors). *Ecology, Conservation, and Management of*

*Vernal Pool Ecosystems - Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Society, Sacramento, CA.: 147-150

Brendonck L., Hamer M., Riddoch B. et Seaman M. 2000: *Branchiopodopsis species: specialists of ephemeral rock pools*. Afr J Aquat Sci 25: 98-104

Brendonck L. et Riddoch B. J. 1999: *Wind-borne short-range egg dispersal in Anostracans (Crustacea: Branchiopoda)*. Biol J Linn Soc 67: 87-95

Brendonck L. et Riddoch B. J. 2000: *Egg bank dynamics in anostracan desert rock pool populations (Crustacea: Branchiopoda)*. Archiv fur Hydrobiologie 148: 71-84

Brendonck L., Rogers D. C., Olesen J., Weeks S. et Hoeh W. R. 2008: *Global diversity of large branchiopods (Crustacea: Branchiopoda) in freshwater*. Hydrobiologia 595: 167-176

Brendonck L. et De Meester L. 2003: *Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment*. Hydrobiologia 491: 65-84

Brtek J. et Mura G. 2000: *Revised key to families and genera of the Anostraca with notes on their geographical distribution*. Crustaceana 73: 1037-1088

Brtek J. et Thiery A. 1995: *The geographic distribution of the European Branchiopods (Anostraca, Notostraca, Spinicaudata, Laevicaudata)*. Hydrobiologia 298: 263-280

Bohonak A. J. et Jenkins D. G. 2003: *Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates*. Ecology Letters 6: 783-796

Boulton A. J., Peterson G. Ch., Grimm B. N. et Fisher S. G. 1992: *Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime*. Ecology 73:2192-2207

Box G., Jenkins G. 1976: *Time series analysis: forecasting and control*, rev. ed., Oakland, California: Holden-Day.

Caceres C. E. 1998: *Interspecific variation in the abundance, production and emergence of Daphnia diapausing eggs*. Ecology 79: 1699-1710

Carlson J. 1975: *The Distribution of the Test Statistic Used in the Newman–Keuls Multiple Comparison Technique*. Annual Meeting of the American Educational Research Association (Washington, D. C., March 30–April 3, 1975).

Cohen J., Cohen P., Aiken L. S. et West S. G. 2002: *Applied multiple regression - correlation analysis for the behavioral sciences* (3rd ed.). Mahwah, NJ: Lawrence Erlbaum.

Corti D. et al. 1997: *Effects of hydroperiod and predation on a Mississippi River floodplain invertebrate community*. Ecologia 109: 151-165

DeStasio B. T. 1989: *The seed bank of a freshwater crustacean: Copepodology for the plant biologist*. Ecology 70: 1337-1389

Douda J. 2009: *O vegetační proměnlivosti a původu současných lužních lesů*, Živa 2: 56–59

Dumont H. J. et Ali A. J. 2004: *Stage-specific cannibalism and spontaneous cyst hatching in the freshwater fairy shrimp Streptocephalus proboscideus*. Hydrobiologia 524: 103-113

Eitam A., Blaustein L., VanDamme K., Dumont H. J. et Martens K. 2004: *Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits*. Hydrobiologia 525: 125-130

Engelmann M. et Hahn T. 2004: *Vorkommen von Lepidurus apus, Triops cancriformis, Eubran-chipus (Siphonophanes) grubii, Tanyastix stagnalis und Branchipus schaefferi in Deutschland und Österreich (Crustacea: Notostraca und Anostraca)*. Faun. Abh. 25: 3-67

Feigebaum C. et Switzer P. V. 2007: *The effect of male and female body size on the mating behavior of male fairy shrimp, Eubbranchipus neglectus*. Journal of Freshwater Ecology 22: 271-276

Ferns P. N. et Hinsley S. A. 2008: *Carotenoid plumage hue and chroma signal different aspects of individual and habitat quality in tits*. Ibis 150:152-159

Formanová I., Dort M. et Beran L. 2008: *Libický luh*. Ochrana přírody 5: 178-182.

Figuerola J. et Green A. J. 2002: *Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies*. Freshwater Biology 47: 483-494

Goldyn B. et Bernard R. 2008: *Preliminary data on the distribution and phenology of Eubbranchipus grubii (Dybowski 1860) (Crustacea: Anostraca) in the Wielkopolska region*. Annales Universitatis Mariae Curie-Sklodowska 67: 23-29

Graham T. B. et Wirth D. 2008: *Dispersal of large branchiopod cysts: potential movement by wind from potholes on the Colorado Plateau*. Hydrobiologia 600: 17-27

Green A. J., Sanchez M. I., Amat F., Figuerola J., Hontoria F., Ruizo O. et Hortas F. 2005: *Dispersal of invasive and native brine shrimps Artemia (Anostraca) via waterbirds*. Limnology and Oceanography 50: 737-742

Hairston N. G. et Caceres C. E. 1996: *Distribution of crustacean diapause: micro- and macroevolutionary pattern and process*. Hydrobiologia 320: 27-44

Hairston N. G. et Kearns C. M. 2002: *Temporal dispersal: Ecological and evolutionary aspects of zooplankton egg banks and the role of sediment mixing*. Integrative and comparative biology 42: 481-491

- Hartland-Rowe R. 1972: *The fauna and ecology of temporary pools in western Canada*. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 16: 577-584
- Hathaway S. A., Sheehan D. P. et Simovich M. A. 1996: *Vulnerability of Branchiopod cysts to crushing*. *Journal of Crustacean Biology* 16: 448–452
- Hathaway S. A. et Simovich M. A. 1996: *Factors affecting the distribution and co-occurrence of two Southern Californian Anostracans (Branchiopoda), Branchinecta sandiegonensis and Streptocephalus woottoni*. *Journal of Crustacean Biology* 16: 669–677
- Hildrew A. G. 1985: *A quantitative study of the life history of a fairy shrimp (Branchiopoda: Anostraca) in relation to the temporary nature of its habitat, a Kenyan rainpool*. *Journal of Animal Ecology* 54: 99-110
- Huang S.-L., Wang C.-C., Huang W.-P. et Chou L.-S. 2010: *Indeterminate growth of the fairy shrimp, Branchinella (Branchinellites) kugunumaensis (Branchiopoda: Anostraca) in an unpredictable ephemeral pool*. *Journal of Crustacean Biology* 30: 366-372
- Hulsmans A., Bracke S., Moreau K., Riddoch B. J., De Meester L. et Brendonck L. 2006: *Dormant egg bank characteristics and hatching pattern of the Phallocryptus spinosa (Anostraca) population in the Makgadikgadi Pans (Botswana)*. *Hydrobiologia* 571: 123-132
- Chytrý M., Kučera T. et Kočí M. 2001: *Katalog biotopů České Republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 307
- Just T., Šámal V., Dušek M., Fischer D., Králík P. et Pykal J. 2003: *Revitalizace vodního prostředí*, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 359



Leslie A. J., Crisman T. L., Prenger J. P. et Ewel K. C. 1997: *Benthic macroinvertebrates of small Florida pondcypress swamps and the influence of dry periods*. Wetlands 17:447-455

Kábrtová J. et Prymusová Z. 2001: *Průvodce starým Svinovem a přírodní rezervací Rezávkou*, Ostrava: Ostravské muzeum. 23

Kapler O. 1939: *Ze života vyšších lupenonožců (Euphyllopoda)*. Příroda 32: 1-7

Kapler O. 1943: *Ze života lupenonožců známých z území Moravy*. Příroda 35: 167-178.

Kavka T. 2000: *Listonozi, žábronožky a škeblovky v přírodě a chovu*. Živa 5: 224-227

Klimo E. 2001: *The Floodplain Forest Ecosystems in Southern Moravia, Czech Republic*. In: The Floodplain Forests in Europe, Leiden, 25-36

Kolodziejczyk A. et Koperski R. 2000: *Bezkregowce słodkowodne Polski*, Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa. IN: Goldyn B., Bernard R. 2008: *Preliminary data on the distribution and phenology of Eubranchipus grubii (Dybowski 1860) (Crustacea: Anostraca) in the Wielkopolska region*. Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska 67: 23-29

Kraus H., Eder E., Moller O. S. et Werding B. 2004: *Cyst deposition behaviour and the functional morphology of the brood pouch in Streptocephalus torvicornis (Branchiopoda: Anostraca)*. Journal of Crustacean Biology 24: 393-397

Loffler H. 1993: *Anostraca, Notostraca, Laevicaudata, Spinicaudata of the Pannonian region and its Austrian area*. Hydrobiologia 264: 169-174

Lorencová H. 2007: *Humusové poměry a biologická aktivita lužních lesů*. In Střelcová K., Škvarenina J. et Blaženec M. 2007: *Bioclimatology and natural hazards*, International Scientific Conference, Poľana nad Detvou, Slovakia, September 17 – 20

MacDonald G. H. 1980: *The use of Artemia cysts as food by the flamingo (Phoenicopterus ruber roscus) and the shelduck (Tadorna tadorna)*. In: G. Persoone, P. Sorgeloos, O. Roels, E. Jaspers: *The brine shrimp Artemia*, Vol. 3 Ecology, Culturing, Use in agriculture, 97-104

Mackovčín P., Jatiová M., Demek J., Slavík L. P. et al. 2007: Brněnsko. In: Mackovčín P. (ed.): *Chráněná území ČR*, svazek IX. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 932

Machar I. 1998: *Ochrana lužních lesů a olšin*. Ochrana biologické rozmanitosti. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 31

Machar I. 2001: *Ekologický nivní fenomén*. In: *Sborník konference Tvář naší země – krajina domova. Svazek 1 – Krajina jako přírodní prostor*. Vydala Česká komora architektů, Praha 2001, 135-137.

Machar I. 2007: *Geobiocenózy lužních lesů v územním systému ekologické stability krajiny*. In: Petrová A., Grohmanová L. (eds.), *ÚSES – zelená páteř krajiny 2007*, sborník z 6. ročníku semináře konaného 4.-5. září 2007 v Brně, AOPK ČR a MZLU Brno, 79-83

Malone C. R. 1965: *Dispersal of plankton: rate of food passage in mallard ducks*. Journal of Wildlife Management, 29: 529-533

Merta L. 2003a: *Distribuce vajíček žábřonožky sněžní (Crustacea, Anostraca) v jarní periodické tůni – ekologické souvislosti*. 42. In: Bryja, J., Zukal, J. (Eds.) *Zoologické dny Brno 2003*. Sborník abstraktů z konference. ÚBO AV ČR Brno

Merta L. 2003b: *Prehatching success of Eubranchipus (Siphonophanes) grubii (Crustacea, Anostraca) under the influence of some environmental factors*. Biologia 58: 919-924

Merta L. 2003c: *Role vysychání jarní periodické tůně v procesu líhnutí vajíček žábřonožky sněžné (Eubranchipus grubii)*. Acta Facultatis Ecologiae 10: 115-118

Merta L. 2005: Strategie přežívání vodních bezobratlých v jarní periodické tůni.

Disertační práce, PřF UP Olomouc, 100

Měkotová J., Rulík M. et Kršková M. 1996: *Příspěvek k poznání a rozšíření ekologických nároků žábronožky sněžní (Siphonophanes grubii Dybowski, 1860) a listonoha jarního (Lepidurus apus L., 1758) v CHKO Litovelské Pomoraví. Sborník ze semináře Ochrana biodiverzity drobných stojatých vod, ZO ČSOP Vlašim, 45-55*

Moore W. G. et Burn A. 1968: *Lethal oxygen thresholds for certain temporary pond invertebrates and their applicability to field situations. Ecology 69:1401-1409*

Moscatello S., Belmonte G. et Mura G. 2002: *The co-occurrence of Artemia parthenogenetica and Branchinella spinosa (Branchiopoda: Anostraca) in a saline pond of south eastern Italy. Hydrobiologia 486: 201-206*

Mossin J. 1986: *Physiological factors inducing embryonic development and spring hatch of European fairy shrimp Siphonophanes grubei (Dybowski) (Crustacea:Anostraca). Journal of Crustacean Biology 6: 693-704*

Møller O. S., Jorgen O. et Thorvals J. H. 2004: *On the larval development of Eubranchipus grubii (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca), with notes on the basal phylogeny of the Branchiopoda, Zoomorphology 123: 107–123*

Mura G. 1991a: *Additional remarks on cyst morphometrics in anostracans and its significance. Crustaceana 61: 241-252*

Mura G. 1991b: *Sem morphology of resting eggs in the species of the genus Branchinecta from North America, Journal of Crustacean Biology 11: 432–436*

Mura G. et Zarattini P. 1999: *Influence of parental rearing conditions on cyst production and hatching of Chirocephalus ruffoi, an endemic fairy shrimp from Italy. Crustaceana 72: 449–465*

- Mura G. 2004: *Structure and functioning of the egg bank of a fairy shrimp in a temporary pool: Chirocephalus ruffoi from Pollino National Park (Southern Italy) as a case study*. Internat. Rev. Hydrobiol. 89: 35-50
- Mura G., Zarattini P. et Petkowski S. 2002: Morphological variation among *Chirocephalus diaphanus carinatus* populations (Anostraca) from the Balkan area. Journal of Crustacean Biology 22: 162-172
- Neuhäuslová Z., Moravec J., Chytrý M., Sádlo J., Rybníček K., Kolbek J. et Jirásek J. 1998: *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Academia, Praha, 80-2000-687-7
- Neuhäuslová Z. 2001: *Lužní lesy*. In: *Katalog biotopů České republiky*. (Ed. Chytrý, M.; Kučera, T.; Kočí, M.). Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR 2001, 173-179
- Panoš V. 1988: *Geologické a hydrologické poměry území navrhované CHKO Litovelské pomoraví* in: Šimek P. *Údolní niva, lužní lesy, a návrh chráněné krajinné oblasti Litovelské pomoraví: sborník referátů: Seminář poř. u příležitosti Světového dne životního prostředí v Olomouci ve dnech 27. a 28. 5. 1987, Olomouc, 1988, Okresní středisko státní památkové péče a ochrany přírody v Olomouci*. 26-33
- Petránek J. 1993: *Malá encyklopedie geologie*. JIH, České Budějovice, 248
- Pyke C. R. 2005: *Interactions between habitat loss and climate change: Implications for fairy shrimps in the central valley ecoregion of California, USA*. Climatic Change 68: 199-218
- Quitt E. 1971: *Klimatické oblasti Československa*. Brno. Academia. GÚ ČSAV v Brně, 73
- Ripley B. J., Holtz, J. et Simovich M. A. 2004: *Cyst bank life-history model for fairy shrimp from ephemeral ponds*. Freshwater biology 49:221-231

Rulík M. et Měkotová J. 1995: *Program sledování jarních periodických tůní v CHKO Litovelské Pomoraví*. Ochrana přírody 50:67-70.

Rulík M. 1999: *Možnosti ochrany kriticky ohrožených druhů koryšů ve vazbě na ochranu a revitalizaci říčních systémů a přírodě blízké způsoby protipovodňové ochrany v CHKO Litovelské Pomoraví*. Studie pro MŽ ČR, 18

Rybka V. 1996: *Mokřady střední Moravy, Sagittaria* – Sdružení pro ochranu přírody střední Moravy. 65

Rychtrmocová, H. 2008: Vliv možnosti šíření žábronožek (Crustacea: Anostraca) na genetickou strukturu populací, Diplomová práce, Katedra ekologie PřF UK v Praze, 68

Saiah H. et Perrin N. 1990: *Autumnal vs spring hatching in the fairy shrimp Siphonophanes grubii (Dybowski) (Crustacea, Anostraca): diversified bet-hedging strategy*. Functional Ecology 4: 769-775

Simowich M. A. et Hathaway S. A. 1997: *Diversified bet-hedging as a reproductive strategy of some ephemeral pool Anostracans (Branchiopoda)*, Journal of Crustacean Biology 17: 38–44

Studený R. 2008: *Koloběh organického uhlíku v periodické tůni v CHKO Litovelské Pomoraví*, Diplomová práce, PřF UP Olomouc, 48

Suchyňová M. 2002: *Řasy v potravě žábronožky sněžní (Eubbranchipus grubii)*. Diplomová práce, PřF UP Olomouc, 54

Šrámek-Hušek R. 1940: *K rozšíření a biologii žábronožky Chirocephalus grubei a listonoha Lepidurus apus ve východním Polabí*. Věda přírodní 20: 85-89

Šrámek-Hušek R., Straškraba M. et Brtek J. 1962: *Fauna ČSSR, svazek 16, Lupenonožci-Branchiopoda*. Nakladatelství ČSAV, Praha, 470

Thiery A. 1997: *Horizontal distribution and abundance of cysts of several large branchiopods in temporary pool and ditch sediments*. Hydrobiologia 1359: 177-189

Tolasz R. 2007: *Atlas podnebí Česka*. Praha a Olomouc, 1. vydání, 256

Tomášek M. 2003: *Půdy České Republiky*. Vydala Česká geologická služba, Praha 2003. 68

Timms B. V. et Lindsay S. 2011: *Morphometrics of the resting eggs of the Australian species of the fairy shrimp Branchinella (Anostraca: Thamnocephalidae)*. Proceedings of the Linnean Society of New South Wales 133: 53-70

Valoušek B. 1951: *Periodická sněžní tůň jako biotop*. Práce Moravskoslezské Akademie věd přírodních, svazek 23, spis 20: 411-436.

Valoušek B. 1952: *Pokusy s Euphyllopody*. Práce Moravskoslezské Akademie věd přírodních, svazek 27, spis 10: 207-230

Vanschoenwinkel B., Geerts A., Vanoverbeke J., Seaman M. et Brendonck L. 2009: *Bet hedging in a temporary pond crustacean in relation to habitat stability and sediment depth*. Unpublished manuscript, 163-182. Publikováno online na [lirias.kuleuven.be](http://lirias.kuleuven.be).

Vanschoenwinkel B., Seaman M., Brendonck L. 2010: *Hatching phenology, life history and egg bank size of fairy shrimp Branchipodopsis spp. (Branchiopoda, Crustacea) in relation to the ephemerality of their rock pool habitat*. Aquat Ecol 44: 771-780

Vašíček F. 1985: *Natural conditions of floodplain forests*. In: *Floodplain forest ecosystem I*, Academia, Praha, 13-29

Vlček V., Kestřánek J., Kříž H., Novotný S., Píše J. et al. 1984: *Zeměpisný lexikon ČSR: Vodní toky a nádrže*. Academia, Praha, 315

Vokálová A. 2008: *Srovnání populačních charakteristik žábřonožky sněžní na vybraných lokalitách*. Bakalářská práce, Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci, 26

Wiggins G. B., Mackay R. J. et Smith I. M. 1980: Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Arch Hydrobiol* 58: 97-106

Williams D. D. 1997: *Temporary ponds and their invertebrate communities*. *Aquatics conservation: Marine and Freshwater ecosystems* 7: 105-11