

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA  
V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



ZMĚNY CHARAKTERU VODNÍCH  
BIOTOPŮ NA TECHNICKY  
NEREKULTIVOVANÉ VÝSYPCE

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Milič Solský, Ph.D.

Diplomant: Zuzana Ščudlová

Praha 2016

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Miliče Solského, Ph.D, a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze 18. 4. 2016

.....

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala Ing. Miliči Solskému, Ph.D., za vedení diplomové práce a za cenné rady při tvorbě této práce. Děkuji též Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D., za důležité připomínky a pomoc při zpracování dat.

Dále mé poděkování patří všem, kteří se účastnili sběru dat (Daniele Smolové, Michaele Kašpárkové, Janě Doležalové a dalším), protože bez nich by tato studie nemohla vzniknout.

Poděkování patří i Interní grantové agentuře FŽP za financování projektu.

A hlavně velice děkuji své rodině a přátelům za podporu, motivaci, pomoc a trpělivost během celého studia.

V Praze 18. 4. 2016

.....

## Abstrakt

V průběhu posledních desetiletí dochází k významnému poklesu početnosti obojživelníků. Snahy o zhodnocení stavu jednotlivých populací obojživelníků značně komplikují výrazné přirozené fluktuace jejich početnosti. To se může projevit především v případě krátkodobých studií, které v současné době převládají. Výsypkové plochy představují vhodné prostředí pro řadu ekologických studií. Mnohdy se jedná o místa, na která v současnosti nepůsobí přímý vliv činnosti člověka, čímž nabízí možnost studia „přirozených“ procesů. Na Hornojihetínské výsypce (cca 6 km<sup>2</sup>) probíhá od roku 2005 monitoring početnosti skokana štíhlého (*Rana dalmatina*), přičemž jsou zaznamenávány i vybrané charakteristiky sledovaných vodních ploch. Na výsypce se nachází cca 400 vodních lokalit. Na 225 z nich je kontinuálně sledován vývoj jejich vlastností a na 134 sledována početnost modelového druhu. Vývoj vodních lokalit není zcela běžně zkoumán na rozdíl od běžněji sledovaného vývoje suchozemského prostředí. Výsledky ukázaly, že se snižovala hloubka jezírek, okolní prostředí jezírek zarůstalo a oslunění vodní hladiny se zmenšovalo. Pouze litorální vegetace nevykazovala žádné významné změny. Početnost skokana štíhlého kolísala více než 10x během sledovaného období, nebyl prokázán žádný celkový trend ve vývoji velikosti sledované části populace. Meziroční poklesy početnosti převažovaly nad nárůsty (6 vs. 4). Poklesy početnosti též měly větší meziroční rozsah (1,07 – 6,40 vs. 1,69 – 2,40) a trvaly nepřerušeně delší dobu oproti nárůstům (5 let vs. 2 roky). Dále byla zjištěna silná korelace mezi celkovou početností nalezených snůšek v jednotlivých lokalitách a obsazeností jezírek. Výsledky této studie poukazují na vhodnost zavedení dobře cíleného managementu těchto lokalit a na potřebnost dlouhodobých studií pro správné pochopení populační dynamiky obojživelníků.

**Klíčová slova:** výsypky, vodní biotop, obojživelníci, vývoj prostředí

## **Abstract**

Amphibian decline in recent decades has led to increasing emphasis on monitoring amphibian population abundances. Efforts to assess the condition of each amphibian populations greatly complicate significant natural fluctuations in population size. This may occur particularly in the case of short-term studies that currently prevail. Spoil banks represent a suitable environment for a range of environmental studies. Often these places are not in direct influence of human activities, thus offering the possibility of studying "natural" processes. On the Hornojiřetínská spoil bank (approximately 6 km<sup>2</sup>) has been underway since 2005, abundance monitoring of agile frog (*Rana dalmatina*) and recording and selecting characteristics of water bodies. At the spoil bank is located about 400 aquatic habitats. 225 of them are continuously monitored the development of aquatic habitats and 134 monitored abundance of agile frog. Development of aquatic habitats is not routinely examined unlike development of terrestrial environment. Results showed that the depth of the pond is reduced, surroundings were overgrown and insolation of water level has fallen. Only littoral vegetation showed no change. Abundance of agile frog fluctuated more than 10 times during the studied period, but the data manifested no trends. Decreases slightly outnumbered increases (6 vs. 4), exhibited greater range (1.07 to 6.40 versus 1.69 to 2.40) and and occurred within a longer consecutive period (5 vs. 2 years). Furthermore, it was strong correlation between total abundance and occupied ponds. The results of this study point to the need to establish an appropriate management and the necessity of long-term studies for a correct understanding population dynamics of amphibians.

**Keywords:** spoil banks, water habitat, amphibians, succession

## OBSAH

|  |    |
|--|----|
| 1. Úvod.....   | 7  |
| 2. Cíle práce .....  | 9  |
| 3. Literární rešerše .....                                   | 10 |
| 3.1 Ohrožení obojživelníků .....                             | 10 |
| 3.2 Přirozené fluktuace početnosti obojživelníků .....       | 14 |
| 3.3 Význam antropogenních stanovišť .....                    | 15 |
| 3.3.1 Výsypky .....  | 16 |
| 3.4 Biologické dopady technických rekultivací .....          | 17 |
| 3.5 Význam spontánní sukcese.....                            | 17 |
| 4. Metodika .....  | 21 |
| 4.1 Popis zájmového území .....                              | 21 |
| 4.2 Sběr dat.....  | 22 |
| 4.2.1 Identifikace a popis vodních biotopů .....             | 22 |
| 4.2.2 Zjišťování fluktuací početnosti skokana štíhlého ..... | 24 |
| 4.3 Zpracování dat .....                                     | 25 |
| 4.3.1 Analýza změn vlastností vodních biotopů .....          | 25 |
| 4.3.2 Analýza fluktuací početnosti skokana štíhlého .....    | 26 |
| 5. Výsledky .....  | 27 |
| 5.1 Změny vodních parametrů vodních ploch v čase .....       | 27 |
| 5.2 Fluktuace početnosti skokana štíhlého .....              | 28 |
| 6. Diskuze .....   | 31 |
| 6.1 Změny vodních parametrů vodních ploch v čase .....       | 31 |
| 6.2 Fluktuace početnosti skokana štíhlého .....              | 32 |
| 7. Závěr .....   | 34 |
| 8. Použitá literatura .....                                  | 36 |
| 9. Přílohy.....  | 45 |

# 1. ÚVOD

Lidská aktivita mění přírodní ekosystémy urbanizací, zemědělstvím a industrializací, čímž přispívá ke snižování biodiverzity (Cushman, 2006; Valdez et al., 2015). Obojživelníci (*Amphibia*) jsou celosvětově považováni za nejohroženější skupinu obratlovců (Stuart et al., 2004). Jsou nedílnou součástí ekosystémů zejména v trofických řetězcích, kde larvy jsou významnými herbivory a dospělci karnivory, přičemž obě stádia jsou vyhledávaná jako kořist jinými druhy. Tudíž úbytek obojživelníků může mít významný vliv na další organismy (Blaustein et al., 1994).

Při ochraně obojživelníků je potřeba se zaměřit nejen na vodní prostředí, ale i na suchozemské, kde pobývají většinu svého života, a také na prostupnost krajiny, umožňující pohyb mezi těmito dvěma prostředími (Pope et al., 2000; Denoël & Lehmann, 2006). Tento fakt se bohužel často opomíjí a tím ochrana není tolik účinná. Nutná je i znalost biologie a ekologie konkrétního druhu a důležitá je i legislativní ochrana (Mikátová & Vlašín, 1998). Celosvětově a v rámci Evropské unie jsou obojživelníci a zvláště jejich biotopy chráněni mezinárodními úmluvami. Na území České republiky jsou samotní obojživelníci i jejich biotopy chráněni zejména v rámci zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, a jeho prováděcí vyhlášky 395/1992 Sb. Zvláště chráněných druhů obojživelníků touto vyhláškou je 19. Oproti tomu v Červených seznamech, které nejsou právně závazné, je všech 21 druhů (Zavadil & Moravec, 2003).

Obojživelníci jsou významnými živočichy, kteří mohou přispět člověku v řadě dalších poznatků v oblasti lékařství, genetiky a biochemii (Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011). Jejich kožní sekrety se například zkoumají v souvislosti s léčbou proti *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, Alzheimerovi choroby a prevenci proti HIV (Cunha Filho et al., 2005).

Důvodů proč obojživelníci ubývají, je několik. Negativní vliv nemá pouze jeden faktor, ale jejich kombinace (Collins & Storfer, 2003). Navíc rozpoznání působení faktoru ještě komplikují přirozené meziroční fluktuace početnosti populací obojživelníků (Pechmann et al., 1991). Mezi ohrožující faktory patří ztráta vhodných biotopů a fragmentace stanovišť (Cushman, 2006), doprava (Fahrig et al., 1995), znečištění prostředí průmyslem a zemědělstvím (Sparling et al., 2010), vysoušení

krajiny (Zavadil et al., 2011), nemoci (Cunha Filho et al., 2005), šíření invazních druhů (Beebee & Griffiths, 2005), zvýšená expozice UV záření nebo změna klimatu (Blaustein et al., 1994). Poslední dobou je hodně zkoumané snadno se šířící plísňové onemocnění Chytridiomykóza, kterou přenášejí plísně *Batrachochytrium dendrobatidis* a *B. salamandrivorans* způsobující četnou úmrtnost obojživelníků (Marsh, 2001; Beebee & Griffiths, 2005; Martel et al., 2013).

Člověk svými aktivitami nejen škodí, ale může přispívat i ke tvorbě nových heterogenních míst s vysokou diverzitou. Jedním z takových příkladů je prostředí vznikající na hnědouhelných výsypkách (Tropek et al., 2010; Valdez et al., 2015). Zejména nerekulitované výsypky jsou zakládány do členitého terénu, kde v terénních sníženinách se vytvářejí vodní biotopy, jež jsou obvykle obklopené stepními biotopy na vyvýšeninách. Z tohoto důvodu jsou z biologického hlediska cenné právě nerekulitované výsypky. Vyskytuje se zde celá řada vzácných a ohrožených druhů (Brändle et al., 2000; Hendrychová, 2008; Dolný & Harabiš, 2012) včetně obojživelníků, kteří zde nacházejí velké množství rozmanitých vodních ploch. Vodní biotopy na výsypkách jsou z hlediska obojživelníků dlouhodobě sledována na Mostecku a to od roku 2005 (Vojar et al., 2008).

Vodní plochy podléhají v průběhu sukcese nejrůznějším změnám, (zarůstají, zazemňují se apod.), které mohou snižovat jejich atraktivitu pro obojživelníky. Pro některé druhy (především raně sukcesních stádií) se toto prostředí může stát zcela nepříznivé a opouštějí je. Pro udržení heterogenity biotopů, a tím i vhodnost prostředí nejen pro obojživelníky, je potřeba zavést určitý typ managementu, který zabrání dalšímu zarůstání vodních ploch i okolního prostředí a udrží tak cenná raná sukcesní stadia biotopů (Zavadil et al., 2011; Řehounek et al., 2015).

Pro nastavení správného managementu sukcesně starších výsypek, vedoucího k zachování vhodného prostředí pro cílové druhy obojživelníků, je nezbytně nutné znát způsob, jakým se vodní plochy na výsypkách v čase vyvíjejí. Velmi cenné jsou přitom informace získané z delších časových řad pozorování. Analýza vývoje vodních biotopů na základě dostupných dat z předchozích studií i vlastních dat sesbíraných v terénu je náplní předkládané diplomové práce. Její závěry pak mohou najít uplatnění v praktické ochraně obojživelníků i při plánování managementu vodních biotopů nejen na výsypkách.



## 2. CÍLE PRÁCE

Hlavním cílem této diplomové práce je zhodnocení vývoje vybraných vlastností vodních biotopů na Hornojřetínské výsypce (dále jen HJV) v severních Čechách. Tato výsypka zaujímá svojí rozlohou cca 6 km<sup>2</sup> a nachází se na ní zhruba 400 vodních lokalit, což představuje ideální modelové území. Dalším cílem je analyzovat fluktuace skokana štíhlého (*Rana dalmatina*), které mohou souviset se změnou prostředí. Vlastnosti i početnost skokana štíhlého jsou zde monitorovány už od roku 2004. To znamená, že vývoj je analyzován za posledních 11 let.

Následně se může tato metodika použít pro další sledované výsypky. Výsledky mohou přispět pro praktickou ochranu obojživelníků a stanovit vhodný a efektivní management pro zachování raných sukcesních stádií s významem pro obojživelníky.

Dílčí cíle v bodech:

- Popis biotopových charakteristik rozmnožovacích nádrží skokana štíhlého na HJV
- Zhodnocení vývoje vodních biotopů na HJV a navrhnout management pro zachování raně sukcesních stádií
- Zjišťování početnosti skokana štíhlého na sledovaných vodních plochách HJV
- Statistické zpracování dat

### **3. LITERÁRNÍ REŠERŠE**

#### **3.1 Ohrožení obojživelníků**

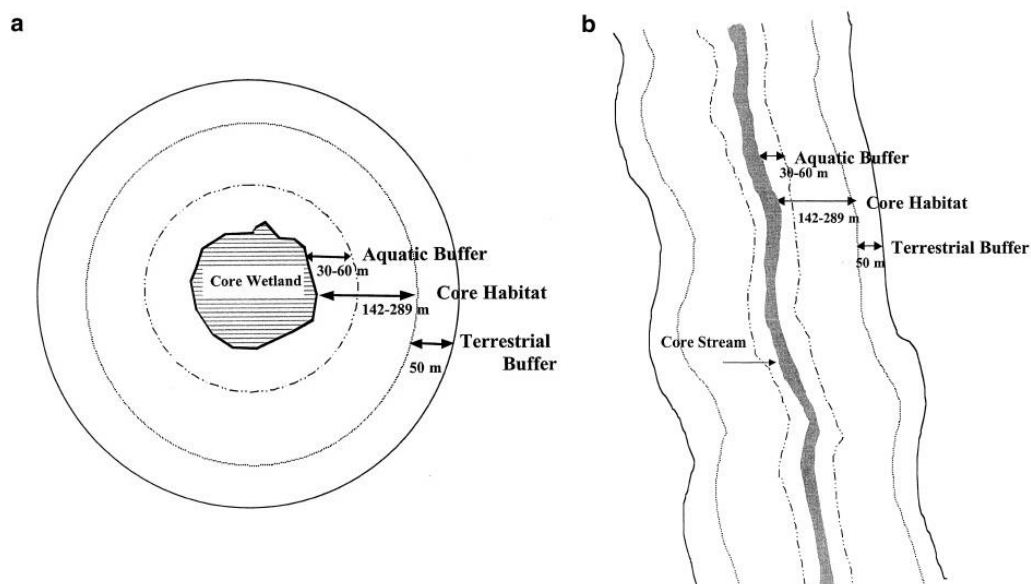
Obojživelníci jsou součástí biodiverzity na Zemi. V průběhu posledních desetiletí však zaznamenali výrazný celosvětový pokles. Podíl 41% ohrožených druhů je řadí mezi nejvíce ohrožené skupiny obratlovců (Pechmann et al., 1991; Stuart et al., 2004; Pimm et al., 2014). Jednou z hlavních příčin jejich poklesu je lidská aktivita, která může mít za následek přímé zabíjení živočichů, ničení jejich biotopů a fragmentaci krajiny (Hamer & McDonnell, 2008). Obojživelníci jsou dále ohrožovány dopravou, především v jarním období, kdy migrují na vodní stanoviště za účelem rozmnožování, ale i poté co se vrací směrem zpět včetně metamorfovaných jedinců (Blaustein et al., 1994; Collins & Storfer, 2003; Cushman, 2006). Člověk také pomocí introdukce nepůvodních druhů obojživelníků, zejména pro chov, zavléká nemoci, na které jsou naše původní druhy náchylnější a snadněji chorobě podléhají (Martel et al., 2013). Není jednoduché stanovit, jaký faktor je hlavním důvodem jejich úbytku a ani konkrétní způsoby ochrany, protože většinou tyto faktory působí vzájemně a provázaně na lokální až globální úrovni (Blaustein et al., 1994).

#### **Způsob života obojživelníků:**

Obojživelníci jsou zajímavou skupinou živočichů, protože obývají vodní i suchozemské prostředí. Vodní plochy využívá většina jen několik týdnů k rozmnožování a vývoji pulců. Dospělci následně pobývají v suchozemském prostředí, kde shánějí potravu a přezimují (Baruš & Oliva, 1992). Nutná je tedy ochrana obou stanovišť, nejen samotného celku. Je důležité chránit i přechodové zóny mezi těmito dvěma prostředími, protože ty mimo jiné zabraňují kontaminaci vody chemickými látkami z okolních zemědělských nebo průmyslových ploch (Schulz & Wiegand, 2000). Není to však jejich jediná funkce. Poskytují též útočiště nejen obojživelníkům, ale i plazům, ptákům a savcům podél vodních sítí. Často jsou však tyto zóny limitovány svou velikostí do pár metrů, čímž jejich ochrana není tak účinná (Ficetola et al., 2009). Semlitsch a Bodie (2003) ve své práci navrhují stratifikaci těchto zón pro obojživelníky (Obr. 1), ale není to univerzální model.

Na každém stanovišti nemusí být stejný způsob ochrany účinný. Stále je nutné znát požadavky konkrétních druhů vyskytujících se na dané lokalitě.

**Obr. 1: Ochranné zóny.** (a) kolem vodních ploch, (b) kolem vodních toků. Bezzásahová zóna je první zóna chránící vodní zdroj (30–60 m), druhá zóna chrání suchozemské prostředí (142–289 m) a třetí zóna chrání jádro suchozemského prostředí (50 m) (Semlitsch & Bodie, 2003).



Obojživelníci osídlují vodní a suchozemská prostředí splňující určitá kritéria, tudíž jejich komplexní ochrana není zcela jednoduchá (Vojar, 2007; Hartel et al., 2009; Zavadil et al., 2011). Nejvíce je probádané vodní prostředí, kvůli snadnému zjištění přítomnosti obojživelníků v době rozmnožování a snadnému popisu vlastností (kvalita vody, zastoupení vegetace apod.). Obojživelníci preferují vodní biotopy s mírnými sklony břehů pro snadný výstup z vody, mělčí hloubku, vegetaci nezastiňující celou část vodní plochy a absenci rybí obsádky (Mikátová & Vlašín, 1998; Zavadil et al., 2011). Naproti tomu suchozemské prostředí nemá tak jednoznačná kritéria jako vodní. Obojživelníci jsou poikilotermní živočichové, což znamená, že jejich tělesná teplota je proměnlivá a závislá na okolním prostředí. Důležitými parametry se tak stávají vlhkost a teplota okolí (Baruš & Oliva, 1992). Upřednostňují spíše mozaikovitou krajinu, která bohužel v České republice výrazně chybí (Vojar et al., 2012). Některé druhy obojživelníků obývají výhradně jen lesy nebo otevřenou krajinu a vodní stanoviště potřebují pouze při rozmnožování. Najdeme také rozdíly mezi dospělci a metamorfovanými jedinci a mezi stanovišti letními a určené pro hibernaci (Duellman & Trueb, 1994; Pope et al., 2000; Resetarits, 2005; Wells, 2007). Podrobněji se o vlastnostech vodních a terestrických

biotopů s významem pro obojživelníky zabývá ve své bakalářské práci (Ščudlová, 2014)

### **Nejčastější příčiny ohrožení obojživelníků:**

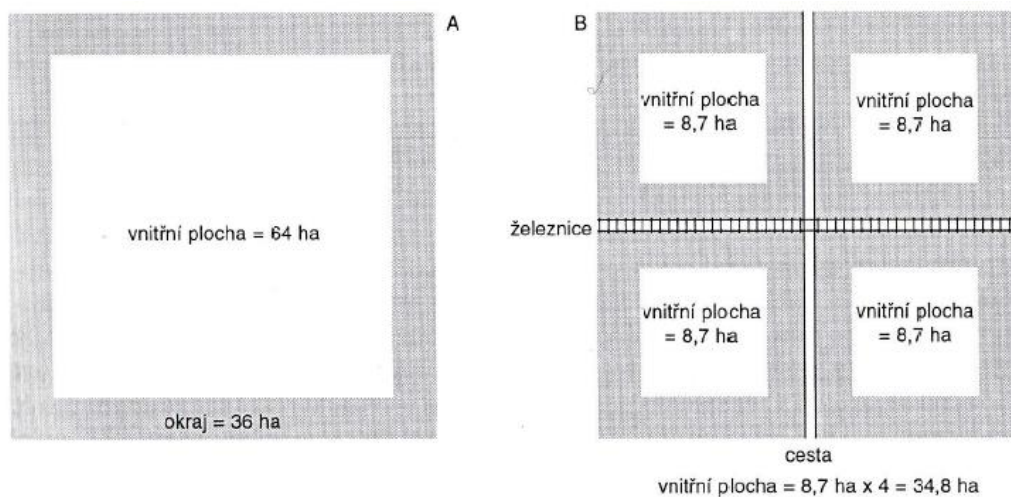
**Ztráty a degradace biotopů** patří k největším a nejzásadnějším negativním vlivům na obojživelníky. U vodních biotopů je přirozené, že zanikají. Avšak v posledních desetiletích se tak děje zejména pomocí člověka a jeho aktivit (Maštera et al., 2016). Kvůli rozrůstajícímu se intenzivnímu zemědělství se mokřady vysušují a přeměňují na pole. Tím krajina nejen ztrácí mokřadní společenstva, ale i schopnost retence, která může zmírňovat následky povodní (Semlitsch & Bodie, 2003; Canals et al., 2011). Sice se zakládají nové rybníky a nádrže, ale ty slouží zejména komerčním účelům. Pro hospodářskou výnosnost je důležitá rybí obsádka, která svým složením a početností často vytváří nevhodné prostředí pro obojživelníky, protože některé druhy ryb redují nakladená vajíčka a pulce (Vojar, 2007).

Další činností, která ničí přirozené biotopy společně s organismy, je výstavba měst či silnic (Hamer & McDonnell, 2008). K výstavbě patří i průmysl, který též ovlivňuje krajinu. Přesto některé jeho pozůstatky např. po těžbě mohou být paradoxně pro přírodu přínosné (Brändle et al., 2000; Doležalová et al., 2012; Řehounek et al., 2015).

**Fragmentace krajiny** zmenšuje plochy daných biotopů, omezuje volný pohyb živočichů v krajině, fragmentuje populace organismů a snižuje počet jedinců v dotčených populacích. Obojživelníci jsou fragmentací velmi ohroženi, protože v průběhu roku a i života vystřídají různé typy prostředí a při přechodu mezi nimi mohou narazit na vzniklé bariéry. V některých zemích převládají velké plochy jednoho typu ekosystému a zcela chybí pestrá mozaika biotopů. Tudiž pro malé organismy jako jsou obojživelníci je pohyb rozsáhlými poli, zarostlými loukami či lesními monokulturami obtížný (Zavadil et al., 2011). Fragmentace je často spojována s dopravou, kde právě silnice nebo železnice rozdělují jeden biotop na více částí a působí zde tzv. okrajový efekt (Obr. 2). Mohou tak vzniknout částečně izolované populace, kde se přeruší genový tok a postupem času může docházet ke snížení genetické variability (zajišťující odolnost vůči změnám prostředí) a k inbreedingu (vyvolávající mimo jiné i nižší plodnost a odolnost k demografickým výkyvům) (Primack et al., 2001). Negativní vliv fragmentace je možné snížit,

zůstane-li zachováno funkční propojení dílčích populací, které umožní nepřerušovaný tok genů mezi nimi. (Kolář, 2012).

**Obr. 2: Vznik fragmentace.** (A) - velikost vnitřní plochy a okraje, (B) - plocha rozdělena cestou a železnicí, čímž zvětší okrajovou zónu a zmenší vnitřní prostředí (Primack et al., 2001).



**Kontaminace prostředí** toxickými látkami, polutanty apod. je dalším nebezpečím pro obojživelníky (Mikátová & Vlašín, 1998). Obojživelníci mají polopropustnou pokožku, která se podílí na respiraci, a jsou proto citliví na kvalitu životního prostředí. Kontaminací vody jsou ohroženy některé druhy dospělců a vývojová stadia obojživelníků, která jsou z nich nejcitlivější (Baruš & Oliva, 1992). V současné průmyslové a zemědělské krajině se dostává do ekosystémů spousta chemických látek. Pesticidy, dusíkaté a fosforečné sloučeniny aplikovány na polích se splachem dostávají do vody, čímž způsobují eutrofizaci a snižují dostupný kyslík ve vodě, a tím znemožní dýchání vodních organismů (Stevens et al., 2003; Dodd, 2010). Také z průmyslu a spalování fosilních paliv se uvolňují ve větších koncentracích těžké kovy. Pokud se dostanou do kontaktu s vodou, mění tím hodnotu pH (Hanel, 1995). Mezi těžké kovy vyskytující se v přírodě patří kadmium, olovo, chrom, měď a další. Všechny zde uvedené látky v určitém množství mohou ovlivnit vývoj larev, fyziologické procesy, reprodukci a způsobit různé deformace těla až úhyn jedince (Mann et al., 2009).

**Nepůvodní druhy živočichů a nemoci** jsou dalším ohrožením, které jsou jimi nejčastěji přenášeny. V současnosti nejvýznamnějším, globálně se vyskytujícím onemocněním je chytridiomykóza. Jedná se o plísňové onemocnění způsobené *Batrachochytrium dendrobatidis* a *B. salamandrivorans* (Berger et al., 2016). Velice snadno se šíří vodním prostředím a přenáší se uchycením zoospory na jedince, který

pouhým dotykem může nakazit dalšího jedince (Mutschmann, 2015). Její šíření hodně podporují člověkem introdukované druhy obojživelníků. Projevuje se změnami v chování nebo rohovatěním kůže. Příčiny smrti jedince jsou: znemožnění kožního dýchání, působnost bakteriálního jedu nebo jejich vzájemná kombinace (Kilpatrick et al., 2010). Dalším problémem je parazitická houba *Saprolegnia ferax* napadající embrya ropuch, která jsou náchylnější k nakažení touto houbou, pokud jsou vystavená UV-B zářením. Tato nemoc způsobuje vyšší úmrtnost vajíček v mělčích částech oproti hlubším. To znamená, že vajíčka ropuchy jsou velmi zranitelná, protože kladou právě do mělčin (Pounds, 2001).

### 3.2 Přirozené fluktuace početnosti obojživelníků

Obecně, každá populace podléhá natalitě, mortalitě, imigraci a emigraci. Velikost výkyvů velikosti populace je však omezená. Obor ekologie se mimo jiné zabývá i populační dynamikou, která studuje kolísání početnosti organismů vlivem vnějších a vnitřních faktorů. V každé populaci dochází k pravidelným nebo nepravidelným výkyvům její velikosti respektive, počtu jedinců (Begon et al., 1997).

Podle Tkadlece (2008) rozlišujeme dva typy kolísání početnosti:

**Oscilace** – změny populační hustoty v průběhu jednoho roku např. kolísání během vývojového cyklu nebo jedné sezóny. Výrazně se objevují u živočichů se sezónním rozmnožováním a nedávají žádné informace o tendencích v populační dynamice.

**Fluktuace** – změny populační hustoty v průběhu více let. Tyto změny se mohou v průběhu let vyskytovat periodicky. Pak je nazýváme populačními cykly.

Při popisu populační dynamiky je snahou na základě známých změn v početnosti zjistit, zda populace roste, klesá nebo zůstává stabilní (Tkadlec, 2008). Výkyvy mohou být ovlivněny stochasticitou prostředí (náhodnými výkyvy podmínek, jako např. mrazem, suchem apod.) nebo demografickou stochasticitou (náhodné kolísání natality a mortality) (Begon et al., 1997).

Obojživelníci jsou typičtí značnými přirozenými fluktuacemi (Pechmann et al., 1991; Marsh & Trenham, 2001). Posuzují se na regionální (Hecnar & M'Closkey, 1996) nebo na globální úrovni (Stuart et al., 2004). Sledování fluktuací může poskytnout informace o procesech, které řídí populační dynamiku. Pochopením rozsahu těchto výkyvů tak můžeme predikovat budoucí vliv na velikost populace (Marsh, 2001).

K tomu je však zapotřebí dlouhodobých studií (Van Buskirk, 2005; Loman & Andersson, 2007), kterých je bohužel málo pro svoji časovou a finanční náročnost (Pechmann et al., 1991; Hecnar & M'Closkey, 1996; Begon et al., 1997). Studie prováděné krátkou dobu nestačí, protože je velká pravděpodobnost špatné interpretace výsledků, protože mohou zahrnovat pouze část dynamického vývoje sledované populace, resp. mohou zobecňovat závěrečné výsledky, což vede k milným závěrům o stavu populace a jejímu dalšímu vývoji (Konvička et al., 2005).

Předpokládá se, že početnost populace obzvláště u obojživelníků má tendenci klesat několik let a poté náhle vzrůst během pár příznivých let (Alford & Richards, 1999), i z tohoto důvodu je tedy náročné oddělit lidské vlivy od takovýchto fluktuací (Pechmann et al., 1991).

Vhodné plochy pro studium přirozených fluktuací obojživelníků představují výsypky bez technické rekultivace. Důvodem je rozmanitý povrch terénu s řadou vodních ploch, které jsou pro obojživelníky vhodnými reprodukčními biotopy, jež tvoří zjednodušeně dílčí populace v rámci složitější populační struktury (Doležalová et al., 2012).

### **3.3 Význam antropogenních stanovišť**

Život obojživelníků nejvýznamněji ovlivňuje ztráta vhodných biotopů, které může být způsobeno těžbou, průmyslem, výstavbou atp. (viz. Kapitola 3.1). Nicméně některé zásahy mohou vytvářet i vhodné prostředí. Jedná se o antropogenní stanoviště, mezi něž řadíme vojenské prostory, kamenolomy, výsypky, popílkoviště, odkaliště, pískovny, štěrkopískovny, těžená rašeliniště, těžebny jílu atd. (Řehounek et al., 2015).

V minulosti ve střední Evropě docházelo k disturbanci v krajině prostřednictvím velkých býložravců, pastvě různých zvířat, sečí v odlišných ročních obdobích či osekávání křovin pro získání paliva. Biotop tolik nezarůstal, nacházely se na něm prosvětlená místa a celek takovýchto biotopů tvořil mozaiku stanovišť (Konvička et al., 2005). V současnosti však v České republice tato mozaika chybí kvůli scelování pozemků v minulosti (Jirků, 2015). Dominují zde biotopy ovlivněné velkoplošnou eutrofizací, v důsledku přehnojení zemědělské půdy, a ukončení hospodaření. To vede k postupnému zarůstání a ubývání nelesních stanovišť (Konvička et al., 2005). Na raná sukcesní stádia je vázána spousta druhů, z nichž většina je dnes už vzácných,

protože v české krajině se moc tyto sukcesní fáze nenachází. A právě zásluhou postindustriálních stanovišť a vojenských prostorů dochází k narušení krajiny a sukcese se vrací na svůj začátek.

Antropogenní stanoviště jsou navíc i významná refugia pro specifické a často ohrožené druhy organismů (Konvička et al., 2005; Dolný & Harabiš, 2012; Vrba et al., 2012; Hodecek et al., 2015).

Studie této práce se provádějí na výsypkách, proto je jim vyčleněna následující kapitola a jsou detailněji popsány.

### 3.3.1 Výsypky

V České republice je těžba nerostných surovin důležitou součástí národní ekonomiky s dlouholetou tradicí (Jongepierová et al., 2012). Přibližně 700 km<sup>2</sup> krajiny je u nás ovlivněno těžbou (Prach, 2009). Odhaduje se, že v České republice se nachází cca 70 výsypek a to na Mostecku, Sokolovsku, Kladensku a Ostravsku (Řehounek et al., 2015). Nejznámější výsypky se nacházejí v Severočeské hnědouhelné pánvi s velikostí kolem 1050 km<sup>2</sup>. Patří do části Podkrušnohorských pánví a je obklopena Krušnými horami a Českým středohořím. Na Mostecku zaujímají výsypky cca 200 km<sup>2</sup> (Mísař et al., 1983; Hurník, 2001).

Výsypky vznikají deponováním odtěžených nadložních hornin při těžbě nerostných surovin. Zemina je sypána do víceméně pravidelných, avšak členitých tvarů, čímž je formováno heterogenní prostředí. Na vrcholcích jsou xerothermní stanoviště a v prohlubních vodní stanoviště, napájená srážkovou vodou tzv. „nebeská jezírka“ (Vojar, 2000, 2007; Prach, 2009). Jelikož výsypka tvoří rozmanité prostředí a poskytuje různorodá jezírka vyskytující se nedaleko od sebe, jsou přitahována obojživelníky. Ti zde tvoří metapopulační struktury, na nichž můžeme při dlouhodobém monitoringu sledovat trendy v početnosti (Marsh, 2001; Marsh & Trenham, 2001; Ficetola & De Bernardi, 2004).

Výsypky po navezení materiálu lze rekultivovat technicky, lesnicky, zemědělsky, spontánní sukcesí (např. část výsypek v Německu) nebo jejich kombinacemi. V České republice je spontánní sukcese nebo kombinace s rekultivací zatím jen málo využívána, protože podle § 10, odst. 2 zákona č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění, je možnost na výhradních ložiscích nerostů za určitých podmínek nechat jenom 10 % území svému přirozenému vývoji.



Tato část však musí být zaregistrována jako významný krajinný prvek nebo přechodně chráněná plocha.

Dále jsou podrobněji popsány technické rekultivace a spontánní sukcese s přístupem zejména ve vztahu k biotopům a jejich vhodnosti pro obojživelníky.

### **3.4 Biologické dopady technických rekultivací**

Cílem technické rekultivace je zarovnění terénu a vytvoření nového. V České republice je povinností každého plánu o dobývacím prostoru podle § 31 odst. 5 zákona č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství, v platném znění, zajistit sanaci obsahující i rekultivaci těžbou dotčeného území. Bohužel většina rekultivací je prováděna zcela nevhodně a spíše vytváří monokulturní méně významné prostředí, která navíc nedosahují původní produkční hodnoty daného území (Jongepierová et al., 2012). Technická rekultivace používá zpravidla těžké mechanizace k zarovnávání povrchu, čímž vytvoří homogenní prostředí a vytvoří jen několik málo velkých a hlubokých vodních ploch s rybí obsádkou, tudíž nevhodné vodní biotopy pro obojživelníky (Doležalová et al., 2012).

Technická rekultivace u výsypek se zahajuje až po sesednutí materiálu, což je zhruba až po 8 letech. To znamená, že nejen členitý terén je zarovnan do „roviny“, ale také je zničeno už samovolně vytvořené stanoviště s osídlenými druhy živočichů (Prach, 2009; Doležalová et al., 2012).

V posledních letech se projevuje tlak na nevhodně provedené technické rekultivace ničící biodiverzitu na všech úrovních a na základě stále většího množství vědeckých studií se začíná prosazovat rekultivace pomocí spontánního procesu obnovy. V České republice se tento moderní přístup dostává do legislativy velmi pomalu oproti jiným evropským zemím, kde jsou nejen uznávány, ale i doporučovány (Hendrychová, 2008; Řehounek et al., 2015).

### **3.5 Význam spontánní sukcese**

Na každém území probíhá sukcese, která končí klimaxem a na každou úroveň vývoje jsou vázány určité druhy rostlin a živočichů (Begon et al., 1997).

Alternativou technické rekultivace může být ponechání území přirozenému vývoji nebo řízená sukcese dílčími zásahy např. managementem v určité fázi vývoje (Řehounek et al., 2015).

## Sukcese rostlin

V místech narušených těžbou se uplatňuje primární sukcese, umožňující vznik nových společenstev trvající několik let. Začíná zpravidla na obnaženém substrátu s malou pokryvností vegetace a oligotrofními vodami. Prvními druhy kolonizující tato stanoviště jsou konkurenčně slabé a pionýrské druhy rostlin (dnes většinou vzácné), postupně zarůstající konkurenčně silnějšími rostlinami, v důsledku chybějící disturbance, až po konečné stádium, což je ve střední Evropě les (Begon et al., 1997; Schulz & Wiegleb, 2000). Příklady ohrožených a vzácných rostlin postindustriálních stanovišť jsou podle Řehounka et al. (2015) např. lebeda růžová (*Atriplex rosea*), kruštík bahenní (*Epipactis palustris*), bublinatka jižní (*Utricularia australis*), lomikámen vždyživý (*Saxifraga paniculata*), lilie zlatohlavá (*Lilium martagon*) a přeslička různobarvá (*Equisetum variegatum*).

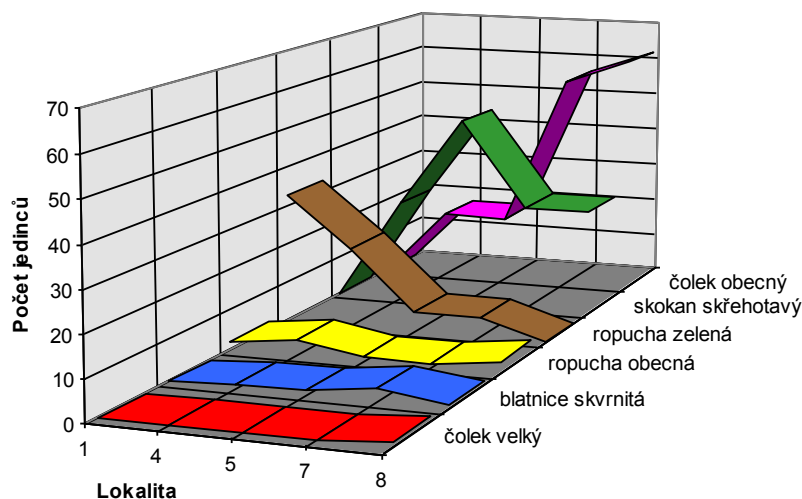
## Sukcese vodních lokalit

Sukcese je nejběžněji sledována na suchozemských stanovištích oproti vodním (Walker & Del Moral, 2003). Pro obojživelníky je však důležité sledovat tento vývoj, protože každý druh vyhledává vodní biotop s určitými parametry. Kvůli sukcesi se každá vodní plocha mění v čase a tím může způsobit neatraktivitu určitého druhu obojživelníka (Schulz & Wiegleb, 2000).

Na výsypkách jdou raně sukcesní stádia díky členitému terénu různorodá se specifickým mikroklimatem. Vyvýšeniny mají charakter stepí a v depresních sníženinách se tvoří jezírka, která jsou za určitých podmínek osídlovány obojživelníky. Vojar (2000) na nerekulturní části Radovesické výsypky provedl odchyt obojživelníků a porovnal jednotlivá sukcesní stádia výsypky se sledovanými druhy. Výsledky ukazují, že počet druhů v závislosti na stáří výsypky postupně vzrůstal zhruba do 6–10 roku stáří, kdy se počet stabilizoval. Mladší a středně staré části se vyznačovali i nejvyššími hodnotami Shannonova indexu, ukazující druhovou diverzitu. Druhem osídlovající výsypku na nejmladších vývojových stádiích (do 3 let) byla ropucha zelená (*Bufo viridis*) preferující mělké vodní plochy bez litorální vegetace. Další druh skokan skřehotavý (*Phelophylax ridibundus*) kolonizoval zejména středně staré (6–10 let) a staré (15–20) části výsypky a vytvořená litorální vegetace v nejstarších částech upřednostňoval čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*).

U ostatních odchytených druhů se trend neposuzoval kvůli malému počtu odchytených jedinců (Obr. 3).

**Obr. 3: Trendy výskytu odchytených druhů obojživelníků na nerektivované části Radovesické výsypky.** Lokalita č. 1: nejmladší část výsypky (stáří do 3 let), lokality č. 4 a 5: středně stará část (6–10 let) a lokality č. 7 a 8: nejstarší části (15–20 let) (Vojar, 2000).



Výsledky předchozí studie ukazují složení společenstev obojživelníků na různě starých výsypkách. Můžeme tak vidět, že výskyt obojživelníků na nerektivovaných částí Radovesické výsypky byl velice hodnotný. Nelze však tento typ sukcese u obojživelníků zobecňovat, protože každá výsypková plocha má odlišnou povahu prostředí a okolní území ovlivňující výskyt obojživelníků.

Výskyt obojživelníků žijících na území České republiky vázané na jednotlivé fáze sukcese popisuje i Zavadil et al. (2011) (Příloha 1) spolu s jejich biotopovými preferencemi (Příloha 2).

Výskyt obojživelníků je optimálně vázán na disturbovaná místa a s postupnou sukcesí se druhová diverzita zmenšuje (Vojar, 2007). Jak je již výše uvedeno, disturbance v české krajině chybí, ale na antropogenních stanovištích se znovu objevují (Prach, 2009). Nicméně je potřeba sukcesí blokovat určitým managementem, který potlačí vývoj vegetace a tím na těchto místech zachovají raně sukcesní stádia (Kolář, 2012).

Mezi výhody spontánní sukcese na postindustriálních stanovištích patří vynaložení nulových nákladů a relativně pomalý vývoj rozmanitých stanovišť kde na některých částech extrémní podmínky (eroze, sucho, nízké pH) zamezují dalšímu vývoji a tím zaručují udržitelnost raně sukcesních stádií (Tichý, 2004).

Přirozený vývoj vede k vyšší rozmanitosti a snadněji se adaptuje na místní podmínky. Nevyskytuje se zde mnoho nepůvodních druhů, ale více vzácnějších. Přibližuje se tak přirozenému charakteru okolní krajiny (Tichý, 2004; Hendrychová, 2008).

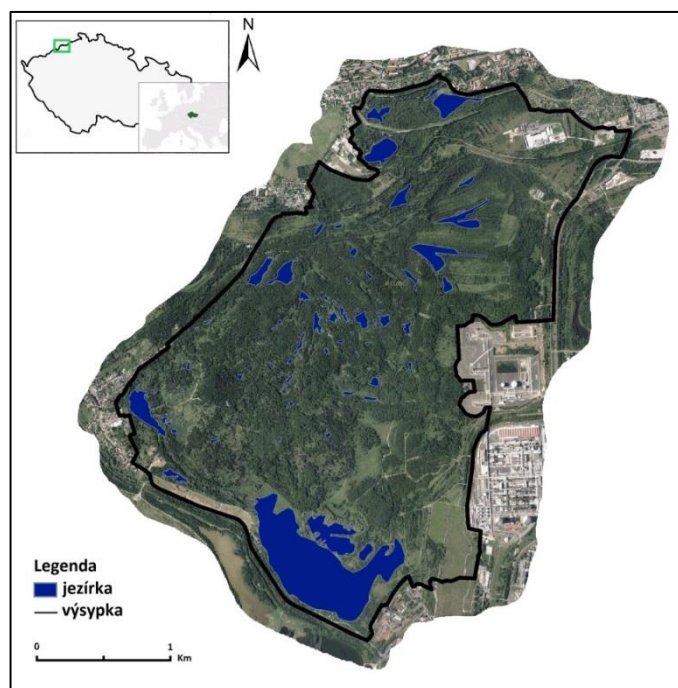
## 4. METODIKA

### 4.1 Popis zájmového území

#### Hornojřetínská výsypka

HJV (50°35' N, 13°35' E) se nachází mezi městy Horní Jiřetín a Litvínov (Obr. č. 4). Vznikla v roce 1954, dosypána byla počátkem 80. let 20. Století, její rozloha činí 7 km<sup>2</sup>, z čehož pouze menší část, cca 704 ha je technicky rekultivována (Vojar et al., 2012). Okolní krajina je převážně obklopena antropogenní krajinou (městy Horní Jiřetín a Litvínov s chemickým závodem v Záluží u Litvínova) zamezující osídlování výsypky řadou druhů včetně obojživelníků. Pouze na severozápadním okraji výsypky navazuje na měkký luh s potokem Loupnice, který představuje jedinou možnost migrace obojživelníků na výsypku (Solský et al., 2014). Členitý terén umožnil vznik více jak 300 různě velkých nebeských jezírek vhodných pro obojživelníky (Doležalová et al., 2012).

Obr. 4: Mapa HJV.



#### Geologie a klima

Z geologického hlediska se v Mostecké pánvi nacházejí usazené horniny s místy třetihorními vulkanity a dominují písčito-jílovité usazeniny s kvalitní hnědouhelnou slojí mocnou přes 30 m. Tyto horniny jsou měkké a nezpevněné, proto je terén výškově členitý a nerovný (Hurník, 2001).

Mostecká pánev zaujímá zhruba 1050 km<sup>2</sup>. Nadmořská výška se pohybuje od 200 m n. m. do 450 m n. m (Mísař et al., 1983; Bejček & Šťastný, 2000). Průměrné roční teploty se pohybují okolo 8–9 °C a průměrné roční srážky 500–600 mm (Tolasz et al., 2007). Podle Quittovy klasifikace klimatu spadá zkoumaná plocha do teplé oblasti (Voženílek & Květoň, 2011). Jednotlivé klimatické charakteristiky jsou uvedeny v Příloze 3.

## **Fauna a flóra**

Pro řadu odborníků se výsyvky staly cílem ekologických výzkumů např. bezobratlých (Pižl, 2001; Dolný & Harabiš, 2012; Tropek & Řehounek, 2012), obojživelníků a plazů (Galán, 1997; Vojar et al., 2008; Solský et al., 2014), ptáků (Bejček & Šťastný, 2000; Hendrychová et al., 2009) a savců. Vegetační pokryv je převážně stepního a lesostepního charakteru. Kvete zde lebeda růžová, silenka rozsochatá (*Silene dichotoma*) a orobinec sítinovitý (*Typha laxmannii*). Výsyvky hostí poslední českou kolonii kutilky *Bembix tarsata*, a další bezobratlí: lišaj pupalkový (*Proserpinus proserpina*), vážka podhorní (*Sympetrum pedemontanum*), pískorypka *Andrena denticulata*. Raná sukcesní stádia jsou velmi vhodná pro lindušku úhorní (*Anthus campestris*, bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*) a strnada zahradního (*Emberiza hortulana*). Z obojživelníků se zde vyskytuje čolek obecný, čolek velký (*Triturus cristatus*), kuňka obecná (*Bombina bombina*), ropucha obecná (*Bufo bufo*), skokan skřehotavý a skokan štíhlý (Vojar, 2000; Smolová et al., 2010).

## **4.2 Sběr dat**

### **4.2.1 Identifikace a popis vodních biotopů**

#### **Identifikace vodních ploch**

Mapování Hornojihetínské výsyvky začalo v roce 2005. Každým rokem byla objevenována nová a nová jezírka. Jejich poloha byla zaznamenána do GPS navigace, aby mohla být další rok znova nalezena. V průběhu let se počet vodních lokalit měnil, protože některé z nich vyschly, zazemnilly se, zarostly vegetací nebo byla nalezena nová jezírka. V roce 2015 bylo zmapováno přibližně 850 lokalit, z nichž 225 jich bylo sledováno kontinuálně.

Popis vodních biotopů se zapisoval do záznamového archu (Příloha 4). Rozloha jezírka byla měřena pomocí GPS navigace nebo odhadnuta. U velkých ploch (cca nad 500m<sup>2</sup>) byla stanovena na základě ortofoto snímků v prostředí GIS. V programu ArcGIS byla provedena vektorizace těchto větších ploch a následně vypočtena jejich rozloha (funkce „Area“ v kalkulátoru atributové tabulky) (ESRI, 2011).

### **Popis charakteristik vodních ploch**

**Hloubka vody** se měřila maximální a převládající pomocí metru. Maximální byla následně rozdělena do tří kategorií (i) mělká (<0,5 m), (ii) středně hluboká (0,5–1,5 m), (iii) hluboká (>1,5 m). Preference hloubky je u každého druhu obojživelníka jiná.

**Sklon břehů** byl brán jako převládající svah nad vodní hladinou a byl rozdělen do tří skupin (i) mírný sklon, (ii) sklon cca 1:2, (iii) strmý sklon. Ideální sklon by měl být pozvolný, pokud to reliéf lokality umožní. Záleží také na vlastnostech nádrže a na jednotlivých druzích obojživelníků (Zavadil et al., 2011).

Kategorie **vegetace** byla rozdělena podle procentuálního zárůstu vodní plochy do tří kategorií (i) plná vegetace (>70 %), (ii) částečná (10–70 %), (iii) bez vegetace (<10 %). Za vegetaci se pokládaly rostliny v litorální části (natantní, submersní, emerzní) a zatopené větve stromů, k nimž mohou obojživelníci přichytávat nakladená vajíčka.

**Oslunění** se stanovilo jako poměr nezastíněné vodní hladiny stromy a keři rostoucími kolem jezírka. Děliho se opět do tří kategorií (i) zcela osluněné, (ii) částečně osluněné, (iii) bez oslunění. Slunce mění svoji polohu a tím se i mění velikost oslunění vodní plochy. Pro zabránění stanovení odlišného poměru oslunění se tento parametr stanovil během dne cca od 10 h do 15 h.

**Kvalita vody** byla do záznamového archu zapisována pouze, když byla špatná, protože různé škodlivé látky mohou způsobit deformace těla, poškodit vývoj larev nebo způsobit toxicitu až smrt jedince (Mikátová & Vlašín, 1998).

**pH** je záporný dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů ve vodě (Lellák, Kubíček 1991). Samotné hodnoty závisí dokonce i na typu podloží v rámci oblasti. Čisté vody mají hodnoty pH kolem 6,0–8,5. Hodnoty naměřené pod 4,5 a nad 9 už mohou způsobovat škodlivé účinky na vývojová stádia a dospělé (Dodd, Lellák, Kubíček 1991).

**Vodivost** je schopnost vody vést elektrický proud díky rozpuštěným minerálním látek. Pro vodní organismy je vhodná vodivost mezi 150–500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Dodd, 2010).

Hodnoty vodivosti a pH vody na jednotlivých lokalitách byly zjišťovány měřením pomocí přenosných přístrojů (zn. Greisinger) přímo v terénu.

**Zarybnění** bylo zapisováno do čtyř kategorií (i) pravděpodobně ano, (ii) pravděpodobně ne, (iii) ano, (iv) ne. Je to faktor, který by se měl sledovat, protože obojživelníci preferují vodní nádrže bez výskytu ryb, jež jsou pro ně predátory. Nicméně v České republice se většinou v malých hlubších tůních ryby vyskytují. Jsou tam buď uměle vysázeny člověkem, nebo přeneseny dravci např. ptáky, kteří je nezkonzumují (Vojar, 2007).

**Ohrožující faktor** se zaznamenával z důvodu sledování dalšího vývoje jezírka. Byl rozdělen do šesti skupin (i) kvalita vody, (ii) kontaminace, (iii) zazemnění, (iv) vysychání, (v) jiné (vypsáno jaké ohrožení), (vi) nic.

**Okolní prostředí** bylo bráno cca 50m okolí od jezírka a rozdělilo se do dvou kategorií (i) les, (ii) lesostep.

**Rekultivace**, vzhledem k tomu, že se výzkum prováděl na výsypkách vzniklých po těžbě hnědého uhlí. Byla rozdělena do čtyř kategorií (i) žádná, (ii) lesnická, (iii) technická, (iv) lesnická a technická.

Aby se předešlo subjektivnímu hodnocení některých charakteristik, byly tyto charakteristiky hodnoceny různými osobami. Naposledy bylo každé jezírko vyfotografováno a v počítači přejmenováno na dané (používané) značení jezírka. Fotodokumentace a jejich uchování ve strukturované databázi umožňuje vizuální sledování vývoj vodních ploch v čase (Příloha 6).

## 4.2.2 Zjišťování fluktuací početnosti skokana štíhlého

### Modelový druh

Skokan štíhlý patří do skupiny hnědě zbarvených skokanů. Jeho biotopem ve střední Evropě jsou teplejší listnaté a smíšené lesy s bohatým podrostem. Na své lokalitě vyžaduje malé vlhčí okrsky nebo vlhké úkryty (Baruš & Oliva, 1992; Hartel et al., 2009).



V České republice se nejběžněji vyskytuje do 300 m n. m. a vzácně nad 700–800 m n. m. I když je tento druh teplomilný, vykazuje značnou odolnost vůči nízkým teplotám. Přezimuje v úkrytech na souši i ve vodě. Hibernace je ukončena pokud minimální denní teploty už překračují 0 °C a maximální denní teploty dosahují 7–14 °C (Moravec, 1994). V České republice podle těchto podmínek začíná být skokan štíhlý aktivní od konce března a téměř ihned se rozmnožuje. Vybírá si vodní nádrže, které jsou mělčí, bohatě zarostlé a dobře prohříváné (Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 1998). Samice klade pouze jednu izolovanou snůšku vajíček pod hladinu vody, kterou zpravidla uchycuje k nějakému úzkému předmětu např. větévky či stébla (Příloha 7) (Matějů et al., 2014). Počet nalezených snůšek tak odpovídá počtu samic, které se v dané sezóně rozmnožují, zatímco samci se mohou pářit opakovaně (Solský et al., 2014). Slizové obaly postupně nabobtnají, čímž jsou dobře viditelné a zůstávají kompaktní dokonce až 4–5 dnů od rozplavání pulců (Baruš & Oliva, 1992).

Pro zjišťování početnosti skokana štíhlého byla použita metoda sčítání nakladených snůšek. Po ukončení kladení většiny populace (konec března a začátek dubna) byly procházeny litorální části a mělčiny jednotlivých vodních lokalit, kde skokan štíhlý klade své snůšky (Baruš & Oliva, 1992). Jezírka byla procházena konstantní rychlostí, tak aby byly spočítány všechny snůšky. V průběhu jedenáctiletého monitoringu byla početnost skokana štíhlého kontinuálně sledována na 134 vodních lokalitách.

### **4.3 Zpracování dat**

Všechny analýzy byly provedeny v programu R (R Core Team, 2013).

#### **4.3.1 Analýza změn vlastností vodních biotopů**

Parametry vodních ploch (viz. Kapitola 4.2.1) byly stanoveny na počátku (2005) a na konci (2015) období a následně porovnány. Porovnání proběhlo na základě počtu jednotlivých, kontinuálně sledovaných vodních ploch (217) s náležitou kategorií sledovaného faktoru. Např. pro zastoupení vegetace byly porovnány frekvence vodních ploch s jednotlivými kategoriemi (bez x částečně x zcela) na začátku (2005) a na konci (2015) sledovaného období. Předpokládáme, že podíl vodních ploch s vyvinutou vegetací se bude v průběhu sukcese zvyšovat.

Tyto frekvence byly porovnány pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM), konkrétně tzv. log-lineárními modely, kde počty (frekvence) vodních ploch představovaly vysvětlovanou proměnnou a vysvětlující proměnnou byl daný faktor (např. zastoupení vegetace), společně s časovým údajem, kdy byly charakteristiky zjišťovány (2005 vs. 2015).

Zajímaly nás zejména interakce vysvětlujících proměnných, tj. sledovaný parametr prostředí a období. V případě průkazné interakce výsledek bude znamenat, že došlo mezi obdobími v posunu frekvencí mezi jednotlivými hladinami sledovaného faktoru. Např. již zmíněné předpokládané zvýšené množství ploch s vyvinutou vegetací. Pro každý parametr prostředí byl spočítán vlastní log-lineární model.

### **4.3.2 Analýza fluktuací početnosti skokana štíhlého**

Početnost skokana štíhlého bylo v letech 2005 až 2015 kontinuálně sledováno na 134 jezírkách. Z tohoto počtu jezírek byly porovnávány změny celkového počtu snůšek mezi jednotlivými roky a též počet jezírek se snůškami skokana štíhlého (tj. obsazenost jezírek). Pro obě srovnání byl použit Pearsonový chí-kvadrát test.

Dále byl zjišťován lineární trend za celou dobu pozorování pomocí jednoduché lineární regrese. Závislou proměnnou zde byly počet snůšek a obsazenost jezírek a nezávislou proměnnou rok (2005 až 2015).

Předpokládali jsme, že během vývoje vodních ploch dochází k významným změnám v jejich sledovaných charakteristikách. Mění se tedy i jejich vhodnost pro modelový druh, jehož početnost v průběhu let může částečně tyto změny odrážet.

## 5. VÝSLEDKY

### 5.1 Změny vodních parametrů vodních ploch v čase

Vývoj parametrů vodních ploch na Hornojihřetínské výsypce byl sledován v průběhu 11 let v období 2005 až 2015. Celkem 225 vodních ploch bylo v průběhu celého období sledováno kontinuálně. Z tohoto počtu vodních ploch jich celkem 8 definitivně zaniklo (tj. voda se zde již v následujícím období nikdy neobjevila). Pro následné analýzy byla použita data získaná ze sledování 217 jezírek a vybrány následující charakteristiky vodních ploch: hloubka vodní plochy, zastoupení litorální vegetace, míra oslunění a typ prostředí v okolí jezírka.

#### Hloubka vodní plochy

Hloubka vody se v průběhu sledovaného období zmenšovala ( $df = 2$ ,  $p = 0,009$ ), resp. mezi obdobími 2005 a 2015 se zvýšil podíl vodních ploch s nejnižší hloubkou do 0,5 m, zejména na úkor vodních ploch s hloubkou mezi 0,5 a 1,5 m, pravděpodobně v důsledku zazemňování vodních nádrží. Naopak podíl nejhlubších jezírek s maximální hloubkou nad 1,5 m v obou obdobích (Tab. 1).

**Tab 1:** Statistické vyhodnocení jednotlivých charakteristik vodního prostředí a jejich interakce.

| Vysvětlující proměnná | Df | p                      |
|-----------------------|----|------------------------|
| Rok                   | 1  | 1                      |
| Hloubka               | 2  | $3,581 \cdot 10^{-10}$ |
| Rok: hloubka          | 2  | 0,009                  |
| Rok                   | 1  | 1                      |
| Vegetace              | 2  | $2 \cdot 10^{-16}$     |
| Rok:vegetace          | 2  | 0,136                  |
| Rok                   | 1  | 1                      |
| Oslunění              | 2  | $2,2 \cdot 10^{-16}$   |
| Rok:oslunění          | 2  | 0,003                  |
| Rok                   | 1  | 1                      |
| Okolní prostředí      | 1  | 0,0005                 |
| Rok:okolní prostředí  | 1  | 0,169                  |

## **Vegetace**

Zastoupení litorální vegetace na jednotlivých lokalitách nezaznamenalo výraznou změny za celé sledované období ( $df = 2, p = 0,136$ ). Mezi lety 2005 a 2015 se zvýšil pouze podíl vodních ploch s částečnou vegetací (10–70 % zárůstu vodní plochy) oproti tomu se nepatrně zmenšil podíl jezírek kategorie 1 (<10 %) a 3 (>70 %) (Tab. 1).

## **Oslunění vodní plochy**

V průběhu sledovaného období se oslunění vodní plochy zmenšovalo ( $df = 2, p = 0,003$ ). Na počátku studie (2005) dominovaly zcela osluněné vodní plochy oproti zastíněným plochám. Naopak na konci sledovaného období (2015) dominovaly jezírka s částečným osluněním vodní hladiny, nejspíše kvůli postupující sukcesi okolního prostředí (Tab. 1).

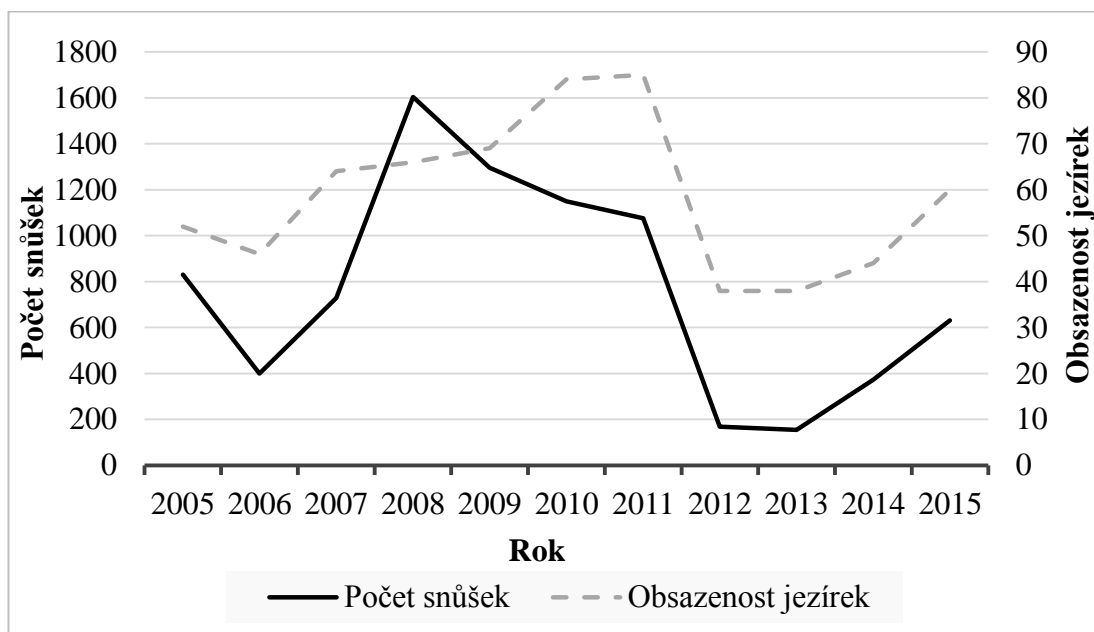
## **Okolní prostředí**

Okolní prostředí úzce souvisí s osluněním, tudíž i tento parametr se během sledovaného období změnil ( $df = 1, p = 0,0005$ ). V roce 2005 byl větší podíl jezírek s převládajícím okolím lesostepního charakteru, naproti tomu v roce 2015 převažoval podíl s lesním okolním prostředím (Tab. 1). I v tomto případě se jedná o očekávaný projev postupného zarůstání území a zapojování rozvolněných lesních porostů.

## **5.2 Fluktuační početnosti skokana štíhlého**

Početnost skokana štíhlého byla kontinuálně sledována na 134 vodních plochách HJV. Celkem bylo za celou dobu pozorování (2005–2015) nalezeno 8410 snůšek. Počet snůšek vykazoval významné meziroční rozdíly ( $\chi^2 = 2,965\ 69, df = 10, p < 10^{-6}$ ), přičemž celkové fluktuační početnosti byly více než desetinásobné (10,34x) za celou sledovanou dobu (průměrný roční počet snůšek  $\pm$  SD:  $765 \pm 417$  snůšek, min. = 155, max. = 1,603). Avšak data nevykazovala žádný celkový lineární trend ( $F = 1,47, df = 1, p = 0,26$ ; Obr. 5).

Obr. 5: Vývoj počtu snůšek a obsazenosti jezírek.



Obsazenost jezírek značně kolísala během let ( $\chi^2 = 47.68$ ,  $df = 10$ ,  $p < 10^{-6}$ ; Tab. 2), i když ani zde nebyl patrný žádný celkový trend ( $F = 0,22$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,65$ ; Obr. 5). Byla zjištěna vysoká korelace celkového počtu snůšek s obsazeností jezírek.

Tab. 2: Celkový počet snůšek a obsazená jezírka skokanem štíhlým.

| Rok                    | 2005         | 2006         | 2007         | 2008         | 2009         | 2010         | 2011         | 2012         | 2013         | 2014         | 2015         | Průměr       |
|------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Počet snůšek           | 830          | 400          | 729          | 1603         | 1296         | 1150         | 1075         | 168          | 155          | 373          | 631          | 765          |
| Obsazenost jezírka (%) | 52<br>(38.5) | 46<br>(34.1) | 64<br>(47.4) | 66<br>(48.9) | 69<br>(51.1) | 84<br>(62.2) | 85<br>(63.4) | 38<br>(28.1) | 38<br>(28.1) | 44<br>(32.6) | 60<br>(44.7) | 59<br>(43.5) |

Meziroční poklesy počtu snůšek mírně převažovaly (6 vs. 4 z 10 celkového počtu změn), dosahovaly větších rozsahů (1,07–6,40 vs. 1,69–2,41) a přetrvávaly déle (max. kontinuálně 5 let vs. 3 roky). Nicméně detailnější pohled na meziroční změny odhalil, že z 6 poklesů byly jenom 2 výraznější (48 % a 16 % pokles snůšek z celkového počtu snůšek z předešlého roku) a zbývající 4 nepoklesl počet snůšek pod 80 % z hodnoty z předešlého roku (Tab. 2).

Průměrný meziroční nárůst počtu snůšek (průměr  $\pm$  SD: 420  $\pm$  306 snůšek) byl mírně větší než průměrný pokles (313  $\pm$  329), ačkoliv tyto rozdíly nebyly statisticky signifikantní ( $W = 9$ ,  $p = 0,61$ ). Pravděpodobně to odráží malou velikost vzorku (porovnání průměrů 4 a 6), tudíž síla testu byla nízká.

Vzhledem k tomu, že poklesy snůšek byly trochu běžnější ( $n = 6$ ) než nárůsty ( $n = 4$ ), tak celkový pokles snůšek (1 878) převažoval nad jejich nárůstem (1 679). Podobně nebyly signifikantní odlišnosti ve varianci mezi absolutními hodnotami poklesů a nárůstů snůšek ( $\chi^2 = 1,61$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,21$ ).

## 6. DISKUZE

### 6.1 Změny vodních parametrů vodních ploch v čase

Sukcese je přirozený proces, který se odehrává v každém prostředí, tudíž i ve vodním (Jochimsen, M., E., 1996). Pro obojživelníky jsou důležité především prosluněné vodní lokality vhodné pro vývoj jejich vajíček a následně i pulců. Samotné změny vodních stanovišť v čase nejsou příliš často sledovány na rozdíl od sukcese suchozemského stanoviště. Jedním z cílů této práce, bylo zhodnotit vývoj vodních stanovišť na technicky nerekulturní výsypce. Ten byl vyhodnocován porovnáním vybraných charakteristik: hloubka vodní plochy, zastoupení litorální vegetace, míra oslunění a převládající typ prostředí v okolí jezírka. Všechny faktory vykazovaly určitý vývoj v čase.

Z výsledků jedenáctiletého monitoringu vyplývá, že hloubka vodních biotopů se snižovala. Důvodem může být zazemňování vodních ploch nebo vliv počasí. Menší úhrny srážek a vysoké teploty mohou vést k vysušování jezírek, neboť se jedná o nebeská jezírka bez přítoku vody. Hloubka vodní nádrže je významným faktorem, který může ovlivňovat prezenci i početnost obojživelníků. Nevhodné jsou velké a hluboké vodní plochy, protože jsou většinou zarybnovány (Denoël & Lehmann, 2006; Hartel et al., 2007). Ovšem i na takovýchto místech můžeme nalézt některé druhy např. skokana skřehotavého, ropuchu obecnou nebo čolka velkého (Mikátová & Vlašín, 1998). Na druhou stranu velmi malá a mělká jezírka mohou být více ohrožena vysycháním a jsou obvykle osídlována méně početnými populacemi. Přesto i tato jezírka mohou být pro některé druhy klíčovým habitatem. Pro obojživelníky mohou malé nádrže znamenat významná refugia, například při kolonizaci nových míst (Hartel et al., 2007; Kopecký et al., 2010; Doležalová et al., 2012).

Hloubka jezírka úzce souvisí s výskytem litorální vegetace, která obojživelníkům slouží pro uchycení vajíček a jako úkryt pulců i dospělců před predátory (Baruš & Oliva, 1992). Během sledovaného období se neprojevil významný vývoj zastoupení litorální vegetace ve vodních plochách. To může být způsobeno rozdělením jednotlivých kategorií podle poměrně široké škály, kdy jezírka s částečnou vegetací představovala procentuální zastoupení vegetace od 10 do 70 %.

Výsledkem tak je převažující zastoupení jezírek s částečnou vegetací na začátku i konci období. Zajímavé je, že jezírka s úplnou vegetací převažovala na začátku sledovaného roku oproti konečnému.

Dalším sledovaným faktorem bylo oslunění, které má vliv na vývoj snůšek a pulců. Míra oslunění je ovlivněna okolním prostředím, jehož vývoj je popsán v následujícím odstavci. Výsledky této práce ukazují, že v roce 2005 převažovalo plné oslunění vodní hladiny jezírek. V průběhu let docházelo k postupnému zarůstání okolí jezírek, čímž se snižovala i míra jejich oslunění. Vodní skokany, rosnička zelená (*Hyla arborea*), ropucha zelená (*Bufo viridis*), ropucha krátkonohá (*Bufo calamita*), kuňka ohnivá, blatnici skvrnitá (*Pelobates fuscus*) a čolek obecný preferují osluněná vodní stanoviště (Příloha 5). Zástin toleruje jen málo druhů obojživelníků např. mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*) nebo hnědí skokani (Baruš & Oliva, 1992).

Během vývoje se měnilo i prostředí v okolí jezírek. Na začátku sledovaného období převažovala lesostep, která postupně zarůstala a měnila se na zapojené porosty. Tím vodní lokality hodně zarůstají, zastiňují se a mohou ztrácet svoji přitažlivost pro některé druhy obojživelníků. Pro udržení raně sukcesních stádií na výsypce je nutné sukcesi blokovat např. vhodným managementem. Zásahy by se měly týkat likvidace litorální vegetace, prosvětlením okolní vegetace a potlačováním jejich vývoje více méně pravidelnými disturbancemi. Důležitá je i údržba jezírek např. odstraňování napadeného listí, prohlubování nebo vytváření nových jezírek při změně hydrologických podmínek.

## **6.2 Fluktuační početnosti skokana štíhlého**

U obojživelníků se fluktuační vyskytují přirozeně (Pechmann et al., 1991). Velikost populace obojživelníků se může měnit až dvacetinásobně během několika let. Pouze na základě dlouhodobých studií je tedy možné usuzovat na přítomnost nějakého významného trendu ve vývoji velikosti sledované populace (Collins & Halliday, 2005). Potvrzují to i výsledky této práce, na základě sledování početnosti skokana štíhlého v letech 2005–2015 na HJV. Počet snůšek skokana štíhlého se během sledovaného období změnil více než 10-ti násobně, ale nebyl prokázán žádný celkový trend. Nejvyšší početnost snůšek byla zaznamenána v roce 2008 a nejnižší v roce 2013.



Meziroční poklesy a nárůsty početnosti snůšek byly relativně vyrovnané (6 vs. 4). Avšak poklesy snůšek dosahovaly větších rozsahů a trvaly delší dobu. Z celkového počtu poklesů byly pouze 2 velice výrazné, pravděpodobně způsobené výrazně nižšími teplotami v zimním období. Voituron et al., (2009) ve své studii uvádí, že skokan štíhlý nepřežívá vystavení dlouhodobým mrazivým teplotám.

Podíl meziročních poklesů a nárůstů za celé období odpovídá částečně předpokladům, které uvádějí Alford & Richards (1999)., Výsledky se shodují s tvrzením, že populace obojživelníků častěji klesá, než roste. Nicméně studie Alford & Richards (1999) ukázala vyšší nárůst populace oproti poklesu.

V průběhu let kolísala i obsazenost jezírek. Byla zjištěna korelace mezi celkovým počtem snůšek a počtem obsazených jezírek, opět se ale neprojevil žádný trend. Nicméně oba parametry se projevily velmi podobně (Obr. 5). Pokud jsou tedy tyto dvě charakteristiky silně korelovány, je možné uvažovat o jejich záměně. To by případně zefektivnilo sledování populací obojživelníků, osidlujících v rámci metapopulačních struktur větší počty lokalit. Zjišťování prezence/absence druhu je určitě finančně i časově výrazně méně náročné, než zjišťování jejich početnosti na jednotlivých dílčích lokalitách.

## 7. ZÁVĚR

Výsypkové plochy bez technické rekultivace mohou díky pestré nabídce rozmanitých vodních biotopů představovat vhodné prostředí pro celou řadu obojživelníků. Již výsledky předchozích prací ukázaly, že skokan štíhlý stabilně osidluje několik stovek lokalit na Hornojřetínské výsypce. Jeho rozšíření v rámci výsypky se v průběhu let mění. To odráží stále pokračující kolonizaci nových ploch i změnu jejich vlastností. Díky jejich desetiletému sledování je možné usuzovat jejich vývoj.

Vývoj vodního prostředí není z pohledu obojživelníků příliš často zkoumán. Změna vlastností vodních ploch v čase přitom může hrát klíčovou roli při jejich výběru obojživelníky. Různé druhy obojživelníků preferují vodní plochy různého sukcesního stáří. Některé plochy se tak mohou stát pro určité druhy nevhodné. Nabízí se tedy možnost nastavení blokované sukcese pomocí vhodných managementových zásahů. Výsledky předkládané práce ukázaly, že v průběhu času se snižovala hloubka jezírek, okolí jezírek zarůstalo a oslunění vodní hladiny se zmenšovalo. Jen zárůst litorální vegetací se příliš neměnil.

Výsledky dále prokázaly výskyt výrazných fluktuací v počtech snůšek skokana štíhlého. Početnost se v průběhu jedenáctiletého monitoringu měnila až 10-ti násobně, ale nevykazovala žádný celkový trend. Poklesy početnosti převažovaly nad nárůsty, čímž se potvrdilo, že populace obojživelníků častěji klesá, než roste. Dále byla zjištěna korelace mezi celkovou početností a obsazeností jezírek. Tyto parametry měly v průběhu let velmi podobný vývoj. Nabízí se tedy otázka, zda by bylo možné efektivně sledovat změny ve velikosti populace obojživelníků na základě obsazenosti jezírek, na rozdíl od sledování početnosti na jednotlivých lokalitách. Tento postup by výrazně snížil časovou i finanční náročnost takových studií.

Výsledky této práce přinesly užitečné informace, které se mohou využít pro plánování vhodného managementu výsypkových ploch a pro účinnou ochranu obojživelníků. Zároveň potvrdily potřebu dlouhodobých pozorování v případě studia populační dynamiky obojživelníků. Pro širší zobecnění závěrů je potřeba nadále pokračovat v tomto dlouhodobém monitoringu.

Výsledky této diplomové práce zatím byly publikovány třemi výstupy:

Poster na konferenci Kostelecké inspirování 2015 (Příloha 13).

Poster na konferenci Zoologické dny 2016 (Příloha 14).

Článek v časopise Current Zoology, který byl submitován 1. 4. 2016 (Příloha 15).

## 8. POUŽITÁ LITERATURA

### Publikace a články

- ALFORD R. A., RICHARDS S. J., 1999: Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual review of Ecological Systems* 30: 133–165.
- BARUŠ V., OLIVA O., 1992: Fauna ČSFR - Obojživelníci (*Amphibia*). Academia, Praha.
- BEEBEE T. J. C., GRIFFITHS R. A., 2005: The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125: 271–285.
- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R., 1997: Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého Olomouc.
- BEJČEK V., ŠŤASTNÝ K., 2000: Mostecká pánev.
- BERGER L., ROBERTS A. A., VOYLES J., LONGCORE J. E., MURRAY K. A., SKERRATT L. F., 2016: History and recent progress on chytridiomycosis in amphibians. *Fungal Ecology* 19: 89–99.
- BLAUSTEIN A. R., WAKE D. B., SOUSA W. P., 1994: Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8: 60–71.
- BRÄNDLE M., DURKA W., ALTMOOS M., 2000: Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodiversity and Conservation* 9: 1297–1311.
- VAN BUSKIRK J., 2005: Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86: 1936–1947.
- CANALS R. M., FERRER V., IRIARTE A., CÁRCAMO S., EMETERIO L. S., VILLANUEVA E., 2011: Emerging conflicts for the environmental use of water in high-valuable rangelands. Can livestock water ponds be managed as artificial wetlands for amphibians? *Ecological Engineering* 37: 1443–1452.

- COLLINS J. P., HALLIDAY T., 2005: Forecasting changes of amphibian biodiversity: Aiming at a moving target. *Philosophical transactions of the royal society of London B: Biological sciences* 360: 309–314.
- COLLINS J. P., STORFER A., 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9: 89–98.
- CUNHA FILHO G. A., SCHWARTZ C. A., RESCK I. S., MURTA M. M., LEMOS S. S., CASTRO M. S., KYAW C., PIRES O. R., LEITE J. R. S., BLOCH C., SCHWARTZ E. F., 2005: Antimicrobial activity of the bufadienolides marinobufagin and telocinobufagin isolated as major components from skin secretion of the toad *Bufo rubescens*. *Toxicon* 45: 777–782.
- CUSHMAN S. A., 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231–240.
- DENOËL M., LEHMANN A., 2006: Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation* 130: 495–504.
- DODD C. K. J., 2010. *Amphibian Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, New York.
- DOLEŽALOVÁ J., VOJAR J., SMOLOVÁ D., SOLSKÝ M., KOPECKÝ O., 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43: 5–12.
- DOLNÝ A., HARABIŠ F., 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biological Conservation* 145: 109–117.
- DUELLMAN W. E., TRUEB L., 1994: *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- FAHRIG L., PEDLAR J. H., POPE S. E., TAYLOR P. D., WEGNER J. F., 1995: Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177–182.

- FICETOLA, G. F., DE BERNARDI F., 2004: Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119: 219–230.
- FICETOLA G. F., PADOA-SCHIOPPA E., DE BERNARDI F., 2009: Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. *Conservation Biology* 23: 114–123.
- GALÁN P., 1997: Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 79: 187–195.
- HAMER A. J., MCDONNELL M. J., 2008: Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation* 141: 2432–2449.
- HANEL L., 1995: Ochrana ryb a mihulí. Základní organizace Český svaz ochránců přírody Vlašim.
- HECNAR S. J., M'CLOSKEY R. T., 1996: Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* 77: 2091–2097.
- HARTEL T., ÖLLERER K., NEMES S., 2007: Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Acta Scientiarum* 15: 109–132.
- HARTEL T., NEMES S., COGĂLNICEANU D., ÖLLERER K., MOGA C. I., LESBARRÈRES D., DEMETER L., 2009: Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta Oecologica* 35: 53–59.
- HENDRYCHOVÁ M., 2008: Landscape Studies Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1: 63–78.
- HENDRYCHOVÁ M., ŠÁLEK M., ŘEHOŘ M., 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45: 177–190.

- HODECEK J., KURAS T., SIPOS J., DOLNY A., 2015: Post-industrial areas as successional habitats: Long-term changes of functional diversity in beetle communities. *Basic and Applied Ecology* 16: 629–640.
- HURNÍK S., 2001: Zavátá minulost Mostecka. Sborník okresního muzea.
- JOCHIMSEN, M., E. A., 1996: Reclamation of colliery mine spoil founded on natural succession. *Water, Air, and Soil Pollution* 91: 99–108.
- JONGEPIEROVÁ I., PEŠOUT P., JONGEPIER J. W., PRACH K., 2012: Ekologická obnova v České republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- KILPATRICK A. M., BRIGGS C. J., DASZAK P., 2010: The ecology and impact of chytridiomycosis: an emerging disease of amphibians. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 109–118.
- KOLÁŘ F., 2012: Ochrana přírody z pohledu biologa: Proč a jak chránit přírodu. Dokořán, Praha.
- KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- KOPECKÝ O., VOJAR J., DENOËL M., 2010: Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia* 31: 109–116.
- LOMAN J., ANDERSSON G., 2007: Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation* 135: 46–56.
- MANN R. M., HYNE R. V., CHOUNG C. B., WILSON S. P., 2009: Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution* 157: 2903–2927.
- MARSH D. M., 2001: Fluctuations in amphibian populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 101: 327–335.

- MARSH D. M., TRENHAM P. C., 2001: Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40–49.
- MARTEL A., SPITZEN-VAN DER SLUIJS A., BLOOI M., BERT W., DUCATELLE R., FISHER M. C., WOELTJES A., BOSMAN W., CHIERS K., BOSSUYT F., PASMANS F., 2013: *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110: 15325–9.
- MATĚJŮ J., ZAVADIL V., TÁJEK P., MUSILOVÁ R., MELICHAR V., 2014: Obojživelníci a plazi Karlovarského kraje. Karlovarský kraj.
- MIKÁTOVÁ B., VLAŠÍN M., 1998: Ochrana obojživelníků. EkoCentrum, Brno.
- MÍSAŘ Z., DUDEK A., HAVLENA V., WEISS J., 1983: Geologie ČSSR I. Český masív.
- MORAVEC J., 1994: Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Národní muzeum, Praha.
- MUTSCHMANN F., 2015: Chytridiomycosis in amphibians. *Journal of Exotic Pet Medicine* 24: 276–282.
- PECHMANN J. H. K., SCOTT D. E., SEMLITSCH R. D., CALDWELL I., VITT L. J., GIBBONS J. W., 1991: Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253: 892–895.
- PIMM S. L., JENKINS C. N., ABELL R., BROOKS T. M., GITTLEMAN J. L., JOPPA L. N., RAVEN P. H., ROBERTS C. M., SEXTON J. O., 2014: The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344: 1246752.
- PIŽL V., 2001: Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. *Restoration Ecology* 9: 359–364.
- POPE S. E., FAHRIG L., MERRIAM H. G., 2000: Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81: 2498–2508.
- POUNDS J. A., 2001: Climate and amphibian declines. *Nature* 410: 639–640.



- PRACH K., 2009: Ekologie obnovy narušených míst II . Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2: 68–72.
- PRIMACK R. B., KINDLMAN P., JERSÁKOVÁ J., 2001: Biologické principy ochrany přírody. Portál s.r.o., Praha.
- RESETARITS W. J., 2005: Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. *Ecology Letters* 8: 480–486.
- ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., TROPEK T., PRACH K., 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- SEMLITSCH R. D., BODIE J. R., 2003: Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitat for amphibians and reptiles. *Conservation biology* 17: 1219–1228.
- SCHULZ F., WIEGLEB G., 2000: Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation and Development* 11: 99–110.
- SMOLOVÁ D., DOLEŽALOVÁ J., VOJAR J., SOLSKÝ M., KOPECKÝ O., GUČÍK J., 2010: Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis, Scientiae Naturales* 28: 155–163.
- SOLSKÝ M., SMOLOVÁ D., DOLEŽALOVÁ J., ŠEBKOVÁ K., VOJAR J., 2014: Clutch size variation in agile frog *Rada dalmatina* on post-mining areas. *Polish Journal of Ecology* 62: 789–799.
- SPARLING D. W., LINDER G., BISHOP C. A., KREST S. K., 2010: Ecotoxicology of amphibians and reptiles. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, USA.
- STEVENS C. E., GABOR T. S., DIAMOND A. W., 2003: Use of restored small wetlands by breeding waterfowl in Prince Edward Island, Canada. *Restoration Ecology* 11: 3–12.
- STUART S. N., CHANSON J. S., COX N. A., YOUNG B. E., RODRIGUES A. S. L., FISCHMAN D. L., WALLER R. W., 2004: Status and trends of amphibian

declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–1786.

ŠČUDLOVÁ Z., 2014: Vlastnosti vodních a terestrických biotopů s významem pro obojživelníky. Bakalářská práce (nepublikováno). dep. in. Česká Zemědělská Univerzita v Praze.

TICHÝ L., 2004: Rekultivace vápencových lomů. *Vesmír* 6: 315–317.

TKADLEC E., 2008: Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.

TOLASZ R., BRÁZDIL R., BULÍŘ O., DOBROVOLNÝ P., DUBROVSKÝ M., HÁJKOVÁ L., HALÁSOVÁ O., HOSTÝNEK J., JANOUCHE M., KOHUT M., KRŠKA K., KŘIVANCOVÁ S., KVĚTOŇ V., LEPKA Z., LIPINA P., MACKOVÁ J., METELKA L., MÍKOVÁ T., MRKVICA Z., MOŽNÝ M., NEKOVÁŘ MOŽNÝ M., NEKOVÁŘ NĚMEC L., POKORNÝ J., REITSCHLÄNGER J. D., RICHTEROVÁ D., ROŽNOVSKÝ J., ŘEPKA M., SEMERÁDOVÁ D., SOSNA V., STRÍŽ M., ŠERCL P., ŠKÁCHOVÁ H., ŠTĚPÁNEK P., ŠTĚPÁNKOVÁ P., TRNKA M., VALERIÁNOVÁ A., VALTER J., VANÍČEK K., VAVRUŠKA F., VOŽENÍLEK V., VRÁBLÍK V., VYSOUDIL M., ZAHRADNÍČEK J., ZUZSKOVÁ I., ŽÁK M., ŽALUD Z., 2007: Atlas podnebí Česka. 1. vydání ČHMÚ, Praha, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

TROPEK R., ŘEHOUNEK J., 2012: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice.

TROPEK R., KADLEC T., KARESOVA P., SPITZER L., KOCAREK P., MALENOVSKY I., BANAR P., TUF I. H., HEJDA M., KONVICKA M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.

- VALDEZ J. W., STOCKWELL M. P., KLOP-TOKER K., CLULOW S., CLULOW J., MAHONY M. J., 2015: Factors driving the distribution of an endangered amphibian toward an industrial landscape in Australia. *Biological Conservation* 191: 520–528.
- VOITURON Y., BARRÉ H., RAMLØV H., DOUADY C. J., 2009: Freeze tolerance evolution among anurans: Frequency and timing of appearance. *Cryobiology* 58: 241–247.
- VOJAR J., 2000: Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Živa* 1: 41.
- VOJAR J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Základní organizace Český svaz ochránců přírody Hasina Louny.
- VOJAR J., DOLEŽALOVÁ J., SOLSKÝ M., 2012: Hnědouhelné výsypky. *Ochrana přírody* 3: 8–11.
- VOJAR J., SOLSKÝ M., DOLEŽALOVÁ J., ŠÁLEK M., KOPECKÝ O., 2008: Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): A conservation perspective. *Environmental Changes and Biological Assessment IV*: 52–53.
- VOŽENÍLEK V., KVĚTOŇ V., 2011: Klimatické oblasti Česka: Klasifikace podle Quitta za období 1961–2000. Univerzita Palackého v Olomouci.
- VRBA P., ČÍŽEK O., MARHOUL P., ZÁMEČNÍK J., BENEŠ J., KONVIČKA M., 2012: Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny. *Živa* 5: 251–254.
- WALKER L. R., DEL MORAL R., 2003: Primary succession and ecosystem rehabilitation.
- WELLS K. D., 2007: The ecology and behavior of amphibians. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- ZAVADIL V., MORAVEC J., 2003: Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. Příroda, Praha.

ZAVADIL V., SÁDLO J., VOJAR J., 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management. 178.

### **Programy**

ESRI, 2011: ArcGIS 10.1. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, California.

R CORE TEAM, 2013: A language and environment for statistical computing.R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

### **Internetové zdroje**

JIRKŮ M., 2015: Koně v české krajině volně? Milovičtí pionýři. Praha, online: <http://www.forumochranyprrody.cz/kone-v-ceske-krajine-volne-milovicti-pionyri>, cit. 5. 3. 2016.

MAŠTERA J., MAŠTEROVÁ A., & ŠÁLEK F., 2016: Obojživelníci České republiky, Praha, online: <http://www.obojzivelnici.wbs.cz/Obojzivelnici-CR.html>, cit. 2. 3. 2016.

### **Zákony a vyhlášky**

Zákon č. 44/1988 Sb. o ochraně a využití nerostného bohatství, v platném znění.

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Zákon č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění.

Vyhláška č. 395/1992 Sb. v platném znění.

## 9. PŘÍLOHY

**Příloha 1: Vazba obojživelníků na různá stadia sukcese vodního biotopu.** „Malí“ čolci: č. obecný, č. hranatý a č. karpatský; „Velcí“ čolci: č. velký, č. dravý a č. dunajský (Zavadil et al., 2011).

| Stadium | Stupeň vývoje biotopu   | Zastoupení druhů  |
|---------|---|---|
| I       | Holá nádrž bez vegetace – iniciační stadium   | Kuňka žlutobřichá, ropucha krátkonohá, ropucha zelená, rosnička, „malí“ čolci*, čolek horský a mlok skvrnitý  |
| II      | Počínající zarůstání vodními rostlinami   | Dominují „malí“ čolci a čolek horský, objevují se první „velcí“ čolci; prosperuje kuňka žlutobřichá, ropucha krátkonohá, ropucha zelená a rosnička; objevuje se kuňka obecná a blatnice; první ropuchy obecné, skokan štíhlý, případně s. hnědý a s. skřehotavý; mlok začíná ustupovat  |
| III     | Rozvinutá bahenní a vodní vegetace od břehu (např. rákosiny) po větší hloubky (ponořené vodní rostliny) | Čolci setrvávají, jen č. hranatý a karpatský pomalu ustupují; mizí ropucha krátkonohá a mlok; kuňka žlutobřichá, ropucha zelená a rosnička ještě přetrvávají, ale již jsou na ústupu; dominuje kuňka obecná, blatnice, ropucha obecná, skokan štíhlý, s. hnědý; vyskytují se vodní skokani (především s. skřehotavý, případně i s. zelený) a objevují se první skokani ostronosí a krátkonozí |
| IV      | Silný zárůst – vegetace převažuje nad volnou hladinou a volným vodním sloupcem                          | Setrvávají „velcí“ čolci, z „malých“ pouze čolek obecný; ubývá kuňka obecná, blatnice a skokan hnědý a štíhlý; většinou mizí čolek horský, kuňka žlutobřichá, ropucha zelená a často i rosnička; ropucha obecná a skokan štíhlý přežívají; dominují vodní skokani (zejména s. krátkonohý) a s. ostronosý  |
| V       | Nádrž zcela prorostlá vegetací, téměř bez volného vodního sloupce a hladiny                             | Přežívají „velcí“ čolci a skokani, ale skokan hnědý většinou již mizí, stejně jako skokan skřehotavý a štíhlý, případně i zelený  |
| VI      | Z nádrže zbývá vlhčina zatopená jen krátce po deštích a v zimě  | Larvy se zde už nemohou vyvíjet, ale je to příležitostné místo k úkrytu, zvlhčení a lovu pro většinu druhů obojživelníků  |

**Příloha 2: Biotopové preference jednotlivých druhů obojživelníků a parametry navrhovaných nádrží.** Vysvětlivky: O: oligotrofní, M: mezotrofní, E: eurytrofní, H: hypertrofní, D: dystrofní; ( ): výjimečně; ?: nejisté (Zavadil et al., 2011).

| Druh            | Nároky na obsah živin ve vodě | Velké nádrže                                  | Malé nádrže  | Toky                                   | Technické parametry pro nově budované nádrže                    |  |  |
|-----------------|-------------------------------|---|--|--|---|--|--|
|                 |                               |   |  |  | Minimální sklon břehů   | Určité potřebné partie nádrží          | Vhodná velikost a profil nádrže            |
| Mlok skvrnitý   | O – M (D)                     | Rybníky                                       | Tůně, jezírka, studánky, prameny, kaluže (bazénky)   | Potůčky                                | Jezírka, kaluže a tůně 1:5, ostatní 1:3                         | Tišinky na vodotečích a izolované tůně | Menší nádrže                               |
| Čolek velký     | (O) M – E                     | Rybníky, zanebaná koupaliště, požární nádrže  | Tůně (kaluže), jezírka v lomech a pískovnách, zvodnělé tankodromy                              | Neobývá                                | Koupaliště a požární nádrže 1:2, ostatní 1:5                    | Mělčiny se sklonem cca 1:10            | Vhodná větší nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Čolek dravý     | (O) M – E                     | Rybníky, koupaliště, požární nádrže           | Tůně, kanály, jezírka v lomech   | Neobývá                                | Koupaliště a požární nádrže 1:2, ostatní 1:5                    | Mělčiny se sklonem cca 1:10            | Vhodná větší nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Čolek dunajský  | E                             | Rybníky                                       | Tůně, kanály, jezírka v pískovnách   | Málokdy tišiny vodotečí                | Kanály 1:3, ostatní 1:5   | Mělčiny se sklonem cca 1:10-1:15       | Vhodná větší nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Čolek horský    | (O) M (E) (D)                 | Koupaliště, požární nádrže, přehradý          | Tůně, kaluže na cestách, tankodromech a autodromech, jezírka v lomech, příkopy                 | Vzácně prameniště a nezarybněné potoky | Koupaliště a požární nádrže 1:2, ostatní 1:5                    | Mělčiny se sklonem cca 1:10            | Vhodná větší nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Čolek obecný    | M – E (D)                     | Rybníky, koupaliště, požární nádrže, přehradý | Tůně, kaluže, jezírka v lomech a pískovnách, zatopené příkopy, zahradní bazénky                | Neobývá                                | Koupaliště a požární nádrže 1:2, ostatní 1:5                    | Mělčiny se sklonem cca 1:10            | Vhodná větší nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Čolek hranatý   | (O) M (E)                     | Koupaliště, požární nádrže, vzácně rybníky    | Tůně, příkopy, kaluže  | Neobývá                                | Rybníky 1:5, kaluže a tůně 1:8, koupaliště a požární nádrže 1:2 | Mělčiny se sklonem cca 1:10            | Vhodná větší nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Čolek karpatský | (O) M (E) (D)                 | Rybníky, koupaliště, požární nádrže           | Tůně, kaluže, zatopené příkopy, jezírka v lomech   | Vzácně prameniště a nezarybněné potoky | Rybníky 1:5, kaluže a tůně 1:8, koupaliště a požární nádrže 1:2 | Mělčiny se sklonem cca 1:10            | Vhodná větší nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Kuřka obecná    | M – E                         | Rybníky, zanebaná koupaliště, požární nádrže  | Jezírka, tůně, kanály, vzácně kaluže na zvodnělých tankodromech a na polních a lesních cestách | Neobývá                                | Rybníky 1:10, tůně 1:5 až 1:10, kanály 1:2                      | Mělčiny se sklonem cca 1:15            | Mělké, menší ploché nádrže                 |

| Druh               | Nároky na obsah živin ve vodě | Velké nádrže   | Malé nádrže   | Toky                 | Technické parametry pro nově budované nádrže                           |  |                                      |
|--------------------|-------------------------------|--|---|----------------------|--|--|--------------------------------------|
|                    |                               |  |   |                      | Minimální sklon břehů  | Určité potřebné partie nádrží  | Vhodná velikost a profil nádrže      |
| Kuňka žlutobřichá  | M - E (D)                     | Vzácně rybníky, stará koupaliště, požární nádrže                     | <b>Kaluže na cestách, tankodromech a autodromech</b> , zatopené příkopy, jezírka v lomech, malé rybníčky, tůňky                               | Tišiny vodotečí      | Rybníky cca 1:10, kaluže a tůně: 1:5 až 1:10, nádrže a koupaliště 1:2  | Holé partie nádrží   | Mělké, malé holé nádržky             |
| Blatnice skvrnitá  | M - E                         | <b>Rybníky</b>   | <b>Tůně, jezírka v pískovnách</b> , koupaliště, požární nádrže, (vzácně zvodnělé tankodromy, větší kaluže v polích)                           | Neobývá              | Rybníky 1:5, kaluže a tůně 1:5, kanály a koupaliště: 1:2 a více        | Mělčiny se sklonem cca 1:10  | Větší nádrže o hloubce 0,5 až 1 m    |
| Ropucha obecná     | O - M - E (D)                 | <b>Rybníky, tůně, zanedbaná koupaliště, požární nádrže, přehrady</b> | <b>Jezírka v lomech a pískovnách, na výsypkách, zatopené příkopy, kaluže na cestách, tankodromech a autodromech, potůčky, zahradní bazény</b> | Tišiny potoků i řek  | Rybníky cca 1:5, kaluže a tůně cca 1:5, koupaliště a nádrže 1:2        | -  | Malé i velké, mělké i hluboké nádrže |
| Ropucha krátkonohá | O - M - E                     | Zaplevelené slatiny po těžbě   | Jezírka v lomech, pískovnách a na výsypkách, periodicky zvodňované kaluže v polích, tankodromy, autodromy                                     | Neobývá              | Ploché tůňky 1:10 až 1:15  | Plochy bez vegetace  | Menší, velmi mělké a holé nádrže     |
| Ropucha zelená     | O - M - E - H                 | Rybníky, zanedbaná koupaliště a požární nádrže                       | <b>Jezírka v lomech, pískovnách a na výsypkách, periodické kaluže v polích, tankodromy, autodromy</b>   | Neobývá              | Rybníky a kaluže 1:5 až 1:10, požární nádrže a koupaliště 1:2          | Část břehů bez mělčinové vegetace  | Nádrže libovolné velikosti a hloubky |
| Rosnička zelená    | (O) M - E                     | <b>Rybníky</b> , zanedbaná koupaliště, požární nádrže                | <b>Jezírka v lomech a pískovnách, tůně, kanály, tankodromy, autodromy, zatopené kaluže v polích</b> , zahradní bazény a sudy s vodou          | Výjimečně tišiny řek | Rybníky 1:5, kaluže a tůně 1:5 až 1:8, požární nádrže a koupaliště 1:1 | Rybníky 1:5, kaluže a tůně 1:5 až 1:8, požární nádrže a koupaliště 1:1<br>Část břehů s litorálním porostem či keři | Mělčí menší nádrže                   |

| Druh              | Nároky na obsah živin ve vodě | Velké nádrže   | Malé nádrže   | Toky                                   | Technické parametry pro nově budované nádrže            |  |                                      |
|-------------------|-------------------------------|--|---|--|---|--|--------------------------------------|
|                   |                               |  |   |  | Minimální sklon břehů                                   | Určité potřebné partie nádrží                | Vhodná velikost a profil nádrže      |
| Skokan hnědý      | O – M (D) E?                  | <b>Rybníky, zanedbaná koupaliště, požární nádrže, přehradý</b> | Jezírka v lomech a pískovnách, <b>túně, zatopené příkopy a kaluže</b> na cestách, tankodromy, autodromy                         | <b>Potoky,</b> (vzácněji říční tíšiny) | Rybníky 1:8, kaluže a túně 1:5, nádrže a koupaliště 1:2 | Mělčiny se sklonem cca 1:10-1:12             | Vhodná nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Skokan ostronosý  | (O) M (E) (D)                 | <b>Rybníky</b>   | <b>Túně, bažiny,</b> kanály, výjimečně jezírka v pískovnách   | Říční záplavy, slepá říční ramena      | Rybníky a túně 1:10                                     | Zarostlé mělčiny se sklonem cca 1:15         | Mělké, větší, ploché mokřady         |
| Skokan štihlý     | M – E – H                     | <b>Rybníky, zanedbaná koupaliště, požární nádrže, přehradý</b> | Jezírka v lomech a pískovnách, <b>túně, kanály, zatopené příkopy, tankodromy, bažiny, (vzácně kaluže)</b>                       | Slepá říční ramena                     | Rybníky a túně 1:5, nádrže a koupaliště 1:2 a více      | Hlubší partie (0,5-1 m) s řídkým litorálem   | Vhodná nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Skokan skřehotavý | M – E – H                     | <b>Rybníky, koupaliště, (vzácně požární nádrže, přehradý)</b>  | <b>Túně, hlubší jezírka</b> v pískovnách a lomech, zanedbaná kanály, (vzácně kaluže, zahradní bazény)                           | Říční tíšiny, slepá říční ramena       | Rybníky a túně 1:5, nádrže a koupaliště 1:2             | Břehy s mírným sklonem, u hráze však cca 1:1 | Vhodná nádrž o minimální hloubce 2 m |
| Skokan krátkonohý | O – M (D)                     | <b>Rybníky</b>   | <b>Mělké túně a nevysychavé mokřiny,</b> bažiny, slatiniště, mělčí kanály, (vzácně jezírka v pískovnách, lomech a na výsypkách) | Neobývá                                | Všechny nádrže cca 1:10                                 | Zarostlé mělčiny se sklonem cca 1:10 až 1:15 | Mělké, větší mokřady                 |
| Skokan zelený     | O – M (E) (H)                 | <b>Rybníky, požární nádrže</b>                                 | <b>Túně, jezírka</b> v pískovnách a lomech, kanály, (vzácně zahradní bazény)  | Slepá říční ramena                     | Rybníky a túně 1:5, kanály a nádrže 1:2                 | Břehy s mírným sklonem, u hráze však cca 1:1 | Vhodná nádrž o minimální hloubce 2 m |



**Příloha 3: Klimatické charakteristiky teplé klimatické oblasti podle Quitta z roku 1971**  
(Voženílek & Květoň, 2011).

| <b>Parametr</b>                          | <b>Hodnoty teplé klimatické oblasti</b> |
|--|---|
| Roční počet letních dní                  | 50–60                                   |
| Počet dní s průměrnou teplotou nad 10 °C | 160–170                                 |
| Počet mrazových dní                      | 100–110                                 |
| Počet ledových dní                       | 30–40                                   |
| Průměrná teplota vzduchu v lednu (°C)    | -2 až -3                                |
| Průměrná teplota vzduchu v dubnu (°C)    | 18–19                                   |
| Průměrná teplota vzduchu v červenci (°C) | 8–9                                     |
| Průměrná teplota vzduchu v říjnu (°C)    | 7–9                                     |
| Roční počet zamračených dní              | 90–100                                  |
| Roční počet jasných dní                  | 350–400                                 |
| Počet dní se sněhovou pokrývkou          | 200–300                                 |
| Počet dní se srážkami 1 mm a více        | 40–50                                   |
| Srážkový úhrn za vegetační období (mm)   | 120–140                                 |
| Srážkový úhrn v zimní období (mm)        | 40–50                                   |

**Příloha 4: Záznamový arch.**

| <b>Charakteristiky vodního biotopu</b> | <b>Kategorie</b> | <b>Rozmezí charakteristiky</b> |
|--|------------------|--------------------------------|
| Rozloha                                |                  | měřeno, odhadnuto, GIS         |
| Hloubka                                | 1                | < 0,5 m                        |
|  | 2                | 0,5 - 1,5 m                    |
|  | 3                | > 1,5 m                        |
| Vegetace                               | 1                | <10%                           |
|  | 2                | 10 - 70 %                      |
|  | 3                | >70%                           |
| Sklon                                  | 1                | mírný                          |
|  | 2                | poloviční                      |
|  | 3                | strmý                          |
| Oslunění                               | 1                | zcela                          |
|  | 2                | částečně                       |
|  | 3                | bez                            |
| Kvalita vody                           | 1                | dobrá                          |
|  | 2                | špatná                         |
| Zarybnění                              | 1                | pravděpodobně ano              |
|  | 2                | pravděpodobně ne               |
|  | 3                | ano                            |
|  | 4                | ne                             |
| Ohrožení                               | 1                | kvalita vody                   |
|  | 2                | kontaminace                    |
|  | 3                | zazemnění                      |
|  | 4                | vysychání                      |
|  | 5                | jiné                           |
|  | 6                | nic                            |
| pH                                     |                  | hodnota                        |
| Konduktivita                           |                  | hodnota [mS/cm]                |
| Okolní prostředí                       | 1                | les                            |
|  | 2                | lesostep                       |
| Rekultivace                            | 1                | žádná                          |
|  | 2                | lesnická                       |
|  | 3                | technická                      |
|  | 4                | lesnická a technická           |

**Příloha 5: Přehled kritérií důležitých při výběru vodního stanoviště.** +++ druh dává tomuto typu významně přednost, ++ výhodné a prospěšné, + nevýznamné, - druh stanoviště tohoto typu nevyužívá. (Mikátová & Vlašín, 1998).

| Druh               | Oslunění | Přítomnost<br>vodních rostlin | Hloubka vody v cm |       |     |
|--------------------|----------|-------------------------------|-------------------|-------|-----|
|                    |          |                               | <20               | 30-50 | >50 |
| čolek velký        | ++       | +++                           |                   | +++   | ++  |
| čolek obecný       | +++      | ++                            | ++                | +++   | +   |
| čolek horský       | +        | +                             | ++                | +++   | +   |
| kuňka ohnivá       | +++      | ++                            | +++               | ++    | -   |
| kuňka žlutobřichá  | ++       | +                             | +++               | ++    | +   |
| blatnice skvrnitá  | +++      | +++                           | +                 | ++    | +++ |
| rosnička zelená    | +++      | +                             | ++                | +++   | ++  |
| ropucha obecná     | ++       | ++                            | +                 | ++    | +++ |
| ropucha krátkonohá | +++      | -                             | +++               | -     | -   |
| ropucha zelená     | +++      | -                             | +++               | +     | -   |
| skokan hnědý       | +        | +                             | ++                | +++   | +   |
| skokan ostronosý   | ++       | +                             | +                 | +++   | ++  |
| skokan štíhlý      | ++       | +++                           | ++                | +++   | +   |
| vodní skokani      | +++      | ++                            | ++                | +++   | +   |

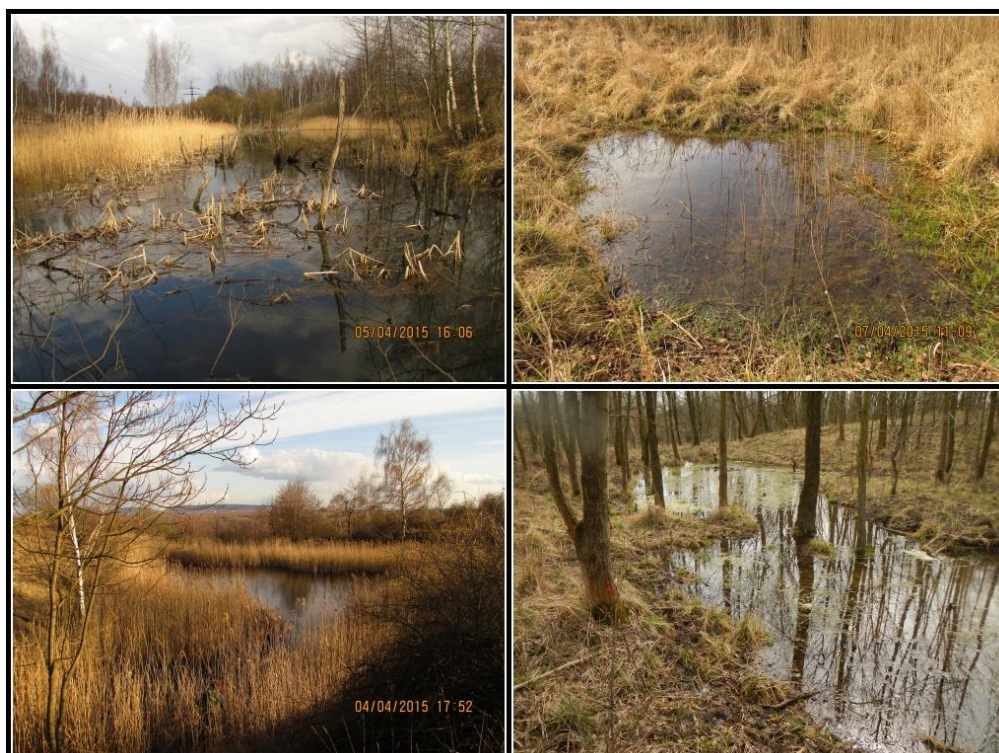
**Příloha 6: Vývoj vodního biotopu na HJV.** (A) rok 2005, (B) rok 2015, (C) rok 2014. Foto Zuzana Ščudlová.



**Příloha 7: Skokan štíhlý a jeho snůšky.** (A) skokan štíhlý, (B) snůška na vodní hladině, (C) a (D) snůška pod vodní hladinou. Foto Zuzana Ščudlová a Jana Doležalová.



**Příloha 8: Vodní lokality na HJV.** Foto Zuzana Ščudlová.



**Příloha 9: Některé druhy obojživelníků na výsypkách.** (A) skokan štíhlý, (B) ropucha obecná, (C) kuňka žlutobřichá, (D) čolek obecný. Foto Zuzana Ščudlová.



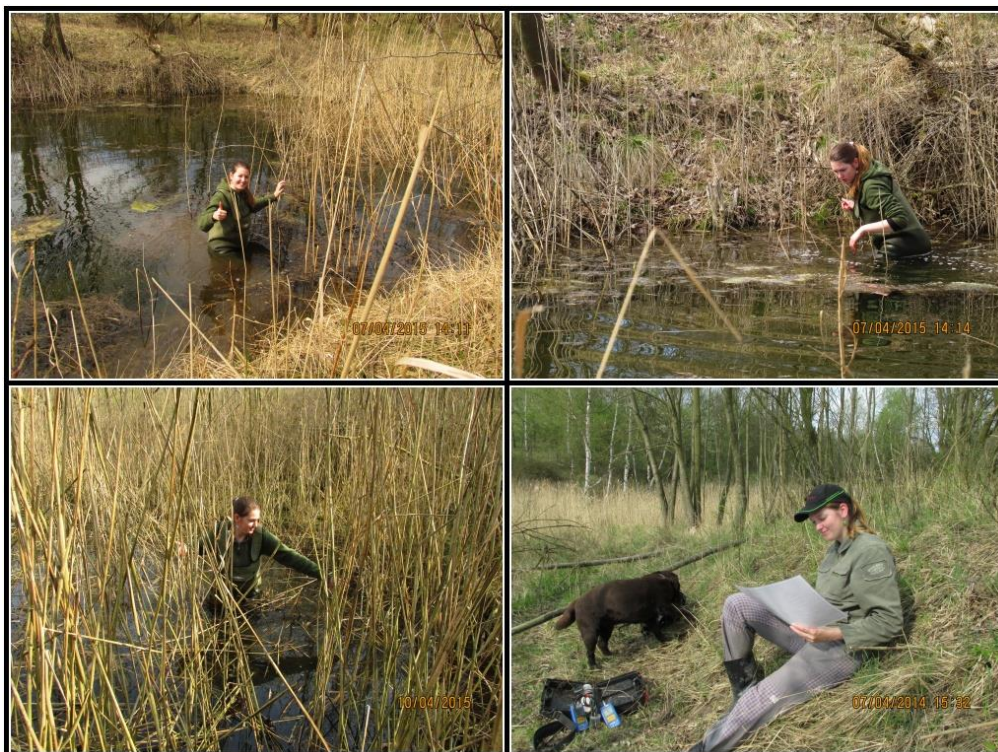
**Příloha 10: Důsledek technické rekultivace.** Foto Zuzana Ščudlová.



**Příloha 11: Metodické přístroje.** Konduktometr, pH metr, GPS navigace. Foto Zuzana Ščudlová a Jana Doležalová.



**Příloha 12: Monitoring vodního prostředí a snůšek skokana štíhlého.** Foto Daniela Smolová a Adéla Kulichová.



## Sezónní kolísání početnosti skokana štihlého (*Rana dalmatina*) na mosteckých výsypkách

Študlová Zuzana, Budská Daniela, Solský Milič, Kašpárková Michaela, Cáceres Liz M. V., Vojar Jiří  
Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6;  
e-mail: [scudlovaZuzana@seznam.cz](mailto:scudlovaZuzana@seznam.cz)

### Úvod

Výkyvy početnosti jsou pro obojživelníky typické, ale v posledních desetiletích došlo k velmi prudkému poklesu jejich hojnosti. Pouze dlouhodobé sledování v dostatečně velkém měřítku umožní vysvětlit tyto výkyvy, trendy a příčiny populačních změn, a tím zdokonalit ochranu obojživelníků. Presentujeme zde výsledky 11 letého monitoringu (2005–2015) početnosti skokana štihlého (*Rana dalmatina*) na Hornojířetinské výsypce v oblasti Mostecké páne.

### Cíle

1. Kolísá početnost *R. dalmatina* a počet obsazených jezírek?
2. Existuje korelace mezi počtem snůšek a počtem obsazených jezírek?
3. Existuje nějaký trend ve změnách abundance populace *R. dalmatina*?



### Metodika

Na **Hornojířetinské výsypce** se vyskytuje více než 300 jezírek s rozmanitými vlastnostmi a vegetačním pokryvem zajišťující vhodné prostředí pro výskyt obojživelníků.

**Kontinuálně bylo sledováno 134 jezírek po dobu 11 let.**



Sledovaný druh *R. dalmatina* obývá lesostepi až xerothermní trávníky a rozmnohuje se v různých typech vodních ploch s výskytem vegetace. Samice kladou jednu prostorově izolovanou snůšku do mělkých v litorálních porostu a díky tomu je druh ideální pro sledování počnosti populace.



Snůšky byly sčítány při procházení litorální vegetace vždy po hlavní fázi rozmnožování (obvykle první polovina dubna).



V programu **GIS 10.1** byla zjišťována vzdálenost od okraje výsypky k rozmnožovacím jezírkům. Statistické analýzy pak byly provedeny v programu **R**.



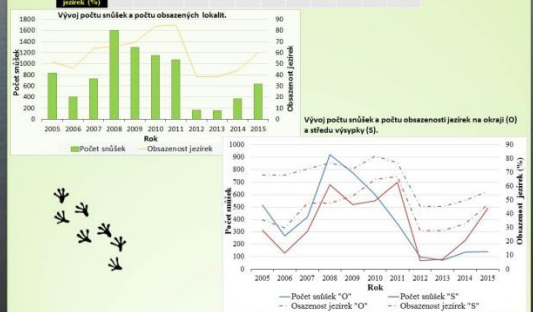
### Výsledky

Počet snůšek meziročně značně kolísá. Zjištěné rozdíly během sledovaného období byly až 10 násobné. Data však nevykazovala žádný lineární trend za celou dobu sledování. Meziroční poklesy převažovaly nad nárůsty (6 vs. 4 krát). Poklesy také dosahovaly větších rozsahů a delších kontinuálních období.

Podobně jako na celém území výsypky se lišil počet snůšek mezi jednotlivými roky v okrajové i středové části výsypky. Fluktuační početnosti snůšek však probíhala v každé části odlišně. Na okraji výsypky bylo sledováno méně jezírek než v jejím středu, přesto zde byla celková početnost vyšší než ve středu výsypky za celou dobu pozorování (4329 vs. 4076 snůšek).

Celkové počty snůšek a obsazenosti lokalit v jednotlivých letech na 134 trvale sledovaných lokalitách celé plochy výsypky.

| Rok                    | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | Příměr |
|------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--------|
| Počet snůšek           | 830  | 400  | 729  | 1603 | 1296 | 1150 | 1075 | 168  | 155  | 373  | 631  | 765    |
| Průměrný počet snůšek  | 16   | 8    | 11   | 24   | 18   | 13   | 13   | 4    | 4    | 8    | 11   | 12     |
| Obsazená jezírka       | 52   | 46   | 64   | 66   | 69   | 84   | 85   | 38   | 38   | 44   | 60   | 59     |
| Obsazenost jezírek (%) | 38.5 | 34.1 | 47.4 | 48.9 | 51.1 | 62.2 | 63.4 | 28.1 | 28.1 | 32.6 | 44.7 | 43.5   |



### Závěr

Naše studie prokázala výrazné meziroční změny v počtech snůšek *R. dalmatina* i obsazenosti jednotlivých jezírek, které se však neprojeví v žádném celkovém trendu. Opět tak upozornila na složitost či nebezpečí interpretace výsledků krátkodobých studií a potřebu těch dlouhodobých. Zjištěné krátkodobé poklesy početnosti nemusí znamenat, že je populace v ohrožení, ale to, že se nachází v dočasném poklesu, který bude po určité době opět vyrovnán nárůstem početnosti. Výsledky této studie tak mohou být spolu s dalšími studiemi využitelné pro praktickou ochranu nejen tohoto středoevropského druhu.

### Poděkování

Tímto bychom chtěli poděkovat Interní grantové agentuře FŽP, ČZU v Praze za podpoření projektu grantem č. 20154250.

## Rozsah fluktuací početnosti skokana štíhlého (*Rana dalmatina*)



Solský M. <sup>1</sup>, Doležalová J. <sup>2</sup>, Kašpárková M. <sup>1</sup>, Budská D. <sup>1</sup>, Ščudlová Z. <sup>1</sup>, Cáceres L.M.V. <sup>1</sup>, Vojar J. <sup>1</sup>



(1) Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6;  
(2) Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, RP Ústecko, Michalská 260/14, 412 01 Litoměřice

REGIONÁLNÍ PRACOVNÍ ÚSTEČKO

Celosvětový úbytek obojživelníků vede ke zvýšenému monitoringu velikosti jejich populací. Zhodnocení početních trendů však komplikují pro obojživelníky typické přirozené fluktuace jejich početních stavů. Rozhodnutí zda populace ubývá či nikoliv tak vyžaduje dostatečně dlouhé časové řady. Dlouhodobé studie prováděné na dostatečně velkém prostorovém měřítku jsou však časově i finančně náročné, a tudíž vzácné.

### CÍL

- Sledování rozsahu fluktuací početnosti snůšek skokana štíhlého po dostatečně dlouhou dobu 11 let na úrovni celé populace (více než sto reprodukčních biotopů na ploše cca 6 km<sup>2</sup>).

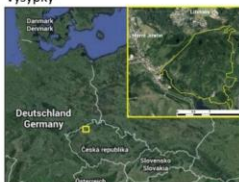
### METODIKA

- **Studijní plocha** – Hornojířetínská výsypka – 134 vodních ploch sledovaných kontinuálně po dobu 11 let (2005–2015).
- **Sčítání snůšek** skokana štíhlého po hlavní fázi rozmnožování.
- Určení vzdáleností vodních biotopů od okraje výsypky – **středová** × **okrajová jezírka**.
- Analýza **trendu početnosti** i meziročních změn abundance a podílu obsazených biotopů.

### VÝSLEDKY

- Celkové počty snůšek vykazovaly značné meziroční rozdíly (min. = 165, max. = 1603), byl zjištěn až šestinásobný meziroční pokles počtu snůšek (1075<sub>rok2011</sub>; 168<sub>rok2012</sub>).
- Počty snůšek i obsazených vodních ploch neměly v čase lineární trend.
- Počet snůšek pozitivně koreloval s počtem skokany obsazených vodních ploch (Obr. 3).
- Fluktuace početnosti probíhala v okrajové a středové části výsypky odlišně (Obr. 4).
- Při okraji výsypky bylo nacházeno více snůšek, přestože se zde nachází méně jezírek než v jejím středu – okrajové části výsypky jsou totiž osidlovány skokany i z okolního prostředí.

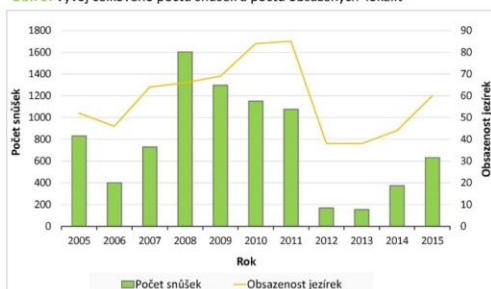
Obr. 1: Lokalizace Hornojířetínské výsypky



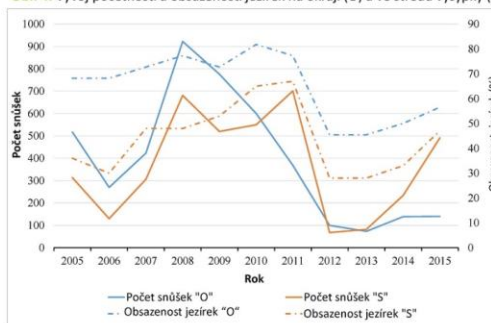
Obr. 2: Modelový druh skokan štíhlý



Obr. 3: Vývoj celkového počtu snůšek a počtu obsazených lokalit



Obr. 4: Vývoj početnosti a obsazenosti jezírek na okraji (O) a ve středu výsypky (S)



Sledovaná populace vykazuje **řádkové fluktuace početnosti**, ovšem bez zjevného celkového trendu. **Meziroční poklesy** mírně převažovaly nad vzestupy (6 vs. 4), vykazovaly větší rozsah a trvaly obvykle delší souvislou dobu. Studie poukazuje na úskalí **interpretace výsledků** krátkodobých studií a potřebu těch dlouhodobých. Zjištěné krátkodobé poklesy početnosti nemusí znamenat, že je populace v ohrožení, ale to, že se nachází v dočasném poklesu, který bude po určité době opět vyrovnán nárůstem početnosti.

Projekt byl podpořen IGA FŽP ČZU v Praze, č. grantu 20154250.



**Příloha 15: Článek do časopisu Current Zoology.** Submitováno 1. dubna 2016, zde uvedeno bez příloh a použité literatury.

## **Magnitude of seasonal variation in population abundances of the agile frog**

### *Rana dalmatina*

Milič SOLSKÝ\*, Daniela BUDSKÁ, Jana DOLEŽALOVÁ, Michaela KAŠPÁRKOVÁ,  
Zuzana ŠČUDLOVÁ, Liz M. V. CÁCERES, Jiří VOJAR

Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6, Czech Republic

\*Corresponding author. E-mail: [solsky@fzp.czu.cz](mailto:solsky@fzp.czu.cz)

Running title: Fluctuation in *Rana dalmatina* population abundance

**Abstract** Amphibian decline in recent decades has led to increasing emphasis on monitoring amphibian population abundances. However, amphibian populations show great natural fluctuations. To determine whether a population is in decline requires understanding such fluctuations and therefore long-term monitoring conducted at a sufficient spatial scale. Because this kind of monitoring is costly and time-consuming, such studies are scarce. We present here the results from 11 years of monitoring abundances of agile frog (*Rana dalmatina*) clutches conducted at 134 ponds on the Hornojiřetínská spoil bank in the Czech Republic. The overall number of *R. dalmatina* clutches fluctuated more than 10-fold within the studied period (annual mean = 765 clutches, min. = 155, max. = 1,603), but the data manifested no trends. Decreases slightly outnumbered increases (60% vs. 40% of population changes between years), exhibited greater range (1.07–6.40 vs. 1.69–2.40 times), and occurred within a longer consecutive period (maximum 5 years vs. 2 years). The number of ponds with frog clutches varied greatly over the years from 38 (28.4%) to 85 (63.4%), but without any trends. However, numbers of clutches and of occupied ponds were positively correlated ( $r = 0.80$ ). We conclude that adult amphibian population size could vary naturally by at least an order of magnitude over time while having no effect on the long-term population trend. Changes in the numbers of occupied ponds (local populations) could preferably be used to quantify trends instead of population sizes, and especially in large amphibian populations consisting of many local populations.

**Keywords** Amphibian conservation, Amphibian decline, Pond occupancy, Population dynamics, Population trends, Long-term monitoring

## **1 Introduction**

During recent decades, amphibians have experienced population decline worldwide (e.g., Barinaga, 1990; Wake, 1991; Stuart et al., 2004). More than 41% of amphibian species are currently considered as threatened (Pimm et al., 2014). There are many reasons for these declines (review in Collins and Storfer, 2003; Semlitsch,

2003; Beebee and Griffiths, 2005), and there frequently are indirect and interrelated effects (Kiesecker and Blaustein, 1995; Kiesecker et al., 2001; Blaustein et al., 2011). Amphibian declines and disappearances have led to mounting emphasis on monitoring amphibian population abundances (e.g., Houlahan et al., 2000; Stuart et al., 2004). Typically, however, amphibian populations are characterized by great natural fluctuation (Marsh, 2001; Marsh and Trenham, 2001), and it is challenging to separate human impacts from such fluctuation (Pechmann et al., 1991; Pechmann and Wilbur, 1994; Green, 2003; Pechmann, 2003).

It has been found that the magnitude of population fluctuation may indicate the risk of local extinction from demographic or environmental stochasticity (Leigh, 1981; Goodman, 1987; Engen and Saether, 1998). Pond-breeding amphibians with biphasic life histories, and especially those frogs with high fecundity, are typical of high variance in population changes and high rates of local extinction (Green, 2003). Therefore, understanding the magnitude, trends, and causes of population variation, which is key for amphibian conservation, depends upon long-term studies on population abundances (Marsh, 2001; Collins and Halliday, 2005).

Even as monitoring of population trends for amphibians should encompass adequate time periods, it is also important that this monitoring cover sufficiently large areas. Studies of one or several local populations, whatever their length, do not necessarily represent the situation prevailing in the population as a whole. Therefore, a group of local populations representing the entire population is more appropriate for assessing population trends in amphibians (Lawton, 2000). Most long data series, however, have focused only on single locations (e.g., Pechmann et al., 1991; Semlitsch et al., 1996; Todd et al., 2010). On the other hand, among studies assessing trends at regional (e.g., Hecnar and M'Closkey, 1996; Lecis and Norris, 2004) or global (Houlahan et al., 2000; Stuart et al., 2004) scales, short data series predominate. There is thus a dearth of long-term studies at overall population level (but see Meyer et al., 1998; Loman and Andersson, 2007), because this monitoring is quite expensive and time-consuming. Therefore, the conservation potential of any such study is enormous.

We present here results from 11 years (2005–2015) of monitoring abundances of agile frog (*Rana dalmatina*) clutches conducted at 134 ponds on the Hornojřetínská spoil bank in the North Bohemian Brown Coal Basin in the Czech Republic. *R. dalmatina* is a representative of European pond-breeding frogs and it forms a large population consisting of many local populations (breeding ponds) on the studied spoil bank. Such a population constitutes a unique environment for answering the following questions related to amphibian fluctuations: (1) How much fluctuation is possible for *R. dalmatina* abundance and in the numbers of ponds with frog clutches? (2) Do decreases in clutch numbers between two consecutive years outnumber increases, as can be expected from surveying the literature (Alford and Richards, 1999), and particularly in the case of pond-breeding amphibians (Green, 2003)? (3) Are clutch numbers and the numbers of occupied ponds correlated? In other words, is it possible to use the number of local populations – in this study occupied ponds

(breeding sites) – as a more easily ascertained population parameter in place of the entire population size for quantifying long-term trends in large amphibian populations?

## **2 Materials and Methods**

### **2.1 Study area**

The Hornojiřetínská spoil bank (50°35'N, 13°35'E) is situated in the North Bohemian Brown Coal Basin (Fig. 1). Covering an area of about 7 km<sup>2</sup>, it is one of the largest spoil banks in the Czech Republic. About one-half of the spoil bank (351.28 ha) has been technically reclaimed. Within this part, primarily heterogeneous terrain was planned, and, instead of leaving hundreds of ponds in terrain depressions, only eight larger waterbodies were left or newly created. In the second half of the spoil bank, which is technically unreclaimed, on the other hand, more than 300 waterbodies have been identified on an area of 352.71 ha (Doležalová et al., 2012).

Due to the partial absence of technical reclamation and the spoil bank's considerable age (about 40–50 years after heaping), the vegetation cover is diverse, consisting mainly of herb vegetation with scattered shrubs, trees, and light forests (Prach, 1987; Prach et al., 1999). In addition to a considerable number of reproductive habitats, the spoil bank therefore also provides amphibians with a suitable terrestrial environment (Doležalová et al., 2012). Eight species of amphibians, including a large *R. dalmatina* population with more than 140 breeding sites, have been recorded on the spoil bank (Smolová et al., 2010).

### **2.2 Study species and estimation of its abundance**

The studied species, *R. dalmatina*, is a European pond-breeding ranid frog occurring in the southern and central parts of the continent (Arnold and Ovenden, 2004). The species breeds in still waterbodies, often in or close to woodlands (usually light deciduous forests) where the frogs live during other parts of the year (Gasc et al., 2004). The Czech Republic includes the northern limit of this species' continuous range in Europe (Rehák, 1992). In this country, it occurs mainly in warmer regions and at lower elevations up to 400–600 m a.s.l., where it inhabits bright broadleaf forests, alluvial forests, forest steppes and xerothermic grass stands (Moravec, 1994). *R. dalmatina* is not very discriminating in its selection of reproductive habitat. It reproduces in waterbodies of various types having aquatic vegetation (Rehák, 1992; Kuzmin, 1999).

Inasmuch as this is a temperate pond-breeding frog with relatively high fecundity (Solský et al., 2014), we could expect in this species great variance in population abundance and thus a high rate of local extinction from demographic and environmental stochasticity (Green, 2003). *R. dalmatina* is therefore a very suitable species for studying population dynamics. In contrast to many other amphibian species, moreover, this species' population size can be rather easily and accurately determined based upon counting its clutches. Clutches are placed in those parts of waterbodies overgrown with vegetation (Ficetola et al., 2006; Hartel, 2008; Dodd, 2010). Due to male breeding territoriality, each pair lays a well-separated and easily

distinguishable egg clutch (Schneider, 1996; Lesbarrères and Lodé, 2002; Hartel et al., 2009). *R. dalmatina* females produce only a single clutch per breeding season (Rehák, 1992; Lodé et al., 2005). Furthermore, because the species spawns early in the season, when low temperatures inhibit egg development, there is sufficient time to count clutches and examine clutch sizes before they hatch (Bernini et al., 2004). Therefore, the number of clutches frequently has been used in estimating population abundance for this species (e.g., Crouch and Paton, 2000; Loman, 2002; Hartel, 2005; Ficetola et al., 2006).

*R. dalmatina* abundance was determined within the Hornojiřetínská spoil bank for 11 consecutive years, from 2005 to 2015. In the first year of monitoring, we found 182 ponds. In subsequent years, previously discovered sites were relocated based on the position recorded using manual GPS devices (various equipment sold by Garmin). Meanwhile, new locations were found each year as part of systematically exploring the spoil bank. The number of monitored waterbodies therefore increased over the course of monitoring. The study area contained 333 ponds, of which 134 were monitored each year for the entire studied period and included into the study. We detected and counted *R. dalmatina* clutches by slowly walking at a constant speed through littoral vegetation in pond areas with maximum depths of nearly 1.3 m, as these parts are well-suited for clutch laying by this species (Rehák, 1992). We always counted after the main phase of clutch laying (usually in the first half of April).

### 2.3 Statistical analysis

We used Pearson's chi-squared test to compare whether overall clutch numbers at the 134 permanently monitored ponds differed among years. We used the same method to compare numbers of ponds with *R. dalmatina* clutches (i.e., pond occupancy). Using simple linear regression, we examined the existence of linear trends in both clutch numbers and pond occupancy (dependent variables) during the studied period (independent variable). We tested the hypothesis of correlation between clutch numbers and pond occupancy using Pearson's product-moment correlation.

We assessed population changes between two consecutive years as the ratio of clutch number at time  $t+1$  divided by clutch number at time  $t$  ( $n_{t+1}/n_t$ ). Decreases therefore resulted in values of  $<1$  while increases resulted in values of  $>1$ . Mean decrease and mean increase in clutch number among years were compared using the nonparametric Mann–Whitney  $U$  test. Variance between absolute values of decreases and increases was compared using the nonparametric Fligner–Killeen test. To express and compare the ranges of decreases and increases, we used the higher clutch number divided by the lower clutch number between two consecutive years (regardless of the chronological order of the years). Had we used only the ratio of values according to the above equation ( $n_{t+1}/n_t$ ), we would not have been able to compare the ranges of decreases and increases inasmuch as decreases would result in values between 0 and 1 while increases would theoretically have no limit and could

assume values between 1 and infinity. All analyses were carried out in R (R Development Core Team, 2013).

### 3 Results

During the 11 years of monitoring *R. dalmatina* clutches at 134 ponds, we found a total of 8,410 clutches. Annual clutch numbers demonstrated significant year-to-year differences ( $\chi^2 = 2,965.69$ ,  $df = 10$ ,  $p < 10^{-6}$ ) and fluctuated more than tenfold (10.34 $\times$ ) within the studied period (mean  $\pm$  SD:  $765 \pm 417$  clutches, min. = 155, max. = 1,603), but the data showed no linear trends ( $F = 1.47$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.26$ ; Fig. 2). In addition, the numbers of ponds with frog clutches varied greatly among years ( $\chi^2 = 47.68$ ,  $df = 10$ ,  $p < 10^{-6}$ ; Table 1), albeit without any linear trends ( $F = 0.22$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.65$ ; Fig. 2). The total clutch numbers did, however, correlate highly positively with the numbers of colonized ponds ( $r = 0.80$ , 95% CI for  $r = 0.39$ – $0.95$ ,  $t = 4.06$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0.003$ ).

Decreases slightly outnumbered increases (6 vs. 4 of the total 10 population changes between years), exhibited a greater range than did increases (1.07–6.40 vs. 1.69–2.41), and occurred in a longer consecutive period (max. 5 years vs. 2 years). A more detailed analysis of year-to-year changes, however, revealed that within the 6 decreases only 2 were more substantial (decreases in clutch number to 48% and 16% of the clutch number from the previous year) and for none of the 4 slight decreases did the number of clutches fall to below 80% of the value from the previous year (Table 1). The mean increase in clutch number (mean  $\pm$  SD:  $420 \pm 306$  clutches) was slightly greater than was the mean decrease ( $313 \pm 329$ ), although this difference was not significant ( $W = 9$ ,  $p = 0.61$ ), probably reflecting the small sample size (comparing the means of 4 and 6 values) and thus low power of the test (Crawley, 2007). Given that decreases were slightly more common ( $n = 6$ ) than were increases ( $n = 4$ ), the total of decreases (1,878 clutches) was greater than was the total of increases (1,679). Similarly, there were no significant differences in variance between absolute values of decreases and increases ( $\chi^2 = 1.61$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.21$ ).

### 4 Discussion

#### 4.1 Magnitude of variation in *R. dalmatina* population abundances

Collins and Halliday (2005) had concluded that adult population size in amphibians may vary by some 20 times over just a few years' time and that only long-term studies are able to identify meaningful population trends amidst inter-annual variability in population size. Within our 11-year study, annual clutch numbers of *R. dalmatina* fluctuated more than 10-fold. Although there have been a number of studies on amphibian population dynamics (e.g., Marsh, 2001; Green, 2003) and there is almost universal agreement as to the existence of natural fluctuation in amphibian population size (Alford and Richards, 1999), studies describing the magnitude of natural fluctuation in amphibians are scarce (reviewed, e.g., in Pechmann and Wilbur, 1994).

Although number of studies have examined amphibian population size, they have been focused on aspects other than describing the range of fluctuation. By

comparing the magnitude of population fluctuation within long-term studies (those longer than 10 years) on Central European pond-breeding ranid frogs, genus *Rana* (*R. temporaria*, *R. dalmatina* and *R. arvalis*), we determined that: (i) the size of all seven monitored populations was determined based on clutch numbers; (ii) annual clutch numbers of *Rana* species have been observed to fluctuate between 2.49-fold in *R. dalmatina* (Bancila et al., 2015) and 10.34-fold in the same species (this study); (iii) mean fluctuation in those species monitored was 6.2-fold with very small differences among species (*R. temporaria* – 5.49-fold, *R. dalmatina* – 6.42-fold, and *R. arvalis* – 6.35-fold); (iv) the ranges of fluctuation determined did not increase with monitoring duration, which finding is in conflict with generally accepted assumptions (Pechmann and Wilbur, 1994) (Table 2); (v) clutch numbers varied significantly within the studies among years; and (vi) most of the studies (excluding those dedicated to *R. dalmatina*, i.e., this study and Bancila et al., 2015) displayed significant linear trends (Table 3).

#### **4.2 Ratio of population decreases to increases**

In our study, decreases slightly outnumbered increases (60% vs. 40% of inter-annual changes). According to the assumptions of Alford and Richards (1999), longer periods of continual decrease are interrupted by occasional events of high recruitment in amphibians, and the prevalence of population decreases therefore does not necessarily mean that a population is in decline. Similar conclusions had been reached also by Meyer et al. (1998). In the meta-analysis of Green (2003), conducted across 89 species, 617 time-series, and 4,482 census intervals, declines (50.6%) outnumbered increases (45.1%). Within amphibians grouped according to their life-history characteristics, population declines were the most dominant among pond-breeding frogs (51.1% vs. 44.8%) while this ratio was much more balanced within other amphibian groups (max. difference of 1.4%). In contrast, Hartel (2005) recorded more year-on-year increases than decreases.

Similarly conflicting results were determined also within our own comparison of studies of three ranid frogs species (Table 2). Within seven assessed populations, three populations had mostly decreases, three had mostly increases, and one had a balanced ratio of year-on-year decreases and increases. The ratios of decreases and increases in abundance were, however, relatively balanced within these populations and ranged from 60% vs. 40% to 36% vs. 64% (decreases vs. increases), with an overall balanced ratio of decreases to increases (49% vs. 51%).

Concerning the range of year-on-year decreases and increases, it can be expected based on the assumptions of Alford and Richards (1999) that year-on-year increases in abundance should be much greater (and last for less time) than should population decreases due to the aforementioned occasional events of high recruitment. Our results only partially agreed with this assumption, as even though year-on-year decreases lasted for longer continuous periods, they demonstrated a greater range than did increases (Table 2). Within the seven assessed populations of ranid frogs, population increases had wider ranges than did decreases in five populations, although the differences were not very large. For the two remaining populations, in

contrast, the ranges of decreases were rather substantially wider than were those of population increases (Table 2).

### **4.3 Comparison of clutch numbers and numbers of occupied ponds**

As true of clutch numbers, the numbers of ponds with frog clutches varied greatly among years and manifested no linear trends during this time. Finally, numbers of clutches and of occupied ponds were highly positively correlated. As both monitored parameters (i.e., clutch numbers and numbers of occupied ponds) behave very similarly over the long term (Fig. 2) and are highly correlated, it can be assumed that they are interchangeable. This phenomenon is useful especially where there are large amphibian populations consisting of many local populations. In such populations, monitoring the entire population size would be very demanding of both time and money. Monitoring population size can therefore be replaced by the easier and less costly alternative of monitoring the number of occupied ponds, which may be a simplified representation of local populations. As a number of amphibian species actually create such a complex of local populations (e.g. Alford and Richards, 1999), this approach could be applied to quantifying long-term trends in many amphibian populations, or rather its application could be used to increase the proportion of populations that could be monitored.

### **Acknowledgements**

This work was supported by the Internal Grant Agency of the Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague (grant no. 20154250 and no. 20154229). We thank J. Gučík, M. Jílková, M. Mildorfová, K. Šebková, K. Šimůnková, and other colleagues for their help in the field, and Gale A. Kirking for useful comments on the manuscript.