

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie

**Mapování výskytu a preferované  
vlastnosti prostředí obojživelníků na  
Kraslicku**

**Bakalářská práce**

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Bakalant: Martin Šikola

Praha, 2012

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie  
Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Šíkola Martin

Územní technická a správní služba

Název práce

**Mapování výskytu a preferované vlastnosti prostředí obojživelníků na Kraslicku**

Anglický název

**Monitoring and habitat preferences of amphibians in Kraslicko region**

---

### Cíle práce

Cílem práce je provést standardní mapování výskytu obojživelníků v oblasti Kraslicka (západní část Krušných hor), kde bylo vybudováno několik desítek vodních ploch pro obojživelníky, a zhodnotit přítomnost i početnost obojživelníků s ohledem na vlastnosti prostředí (vodních ploch i jejich okolí). Kromě toho bude vypracována stručná literární rešerše o problematice mapování a monitoringu obojživelníků (používané metody) a zaznamenávaných charakteristik prostředí s významem pro obojživelníky. Součástí práce bude zhodnocení významu jednotlivých ploch a návrh jejich ochrany (konkrétních managementových opatření). Data budou zpracována a poskytnuta příslušným orgánům ochrany přírody.

### Metodika

Mapování proběhne nejméně jednu sezónu od března do června, standardními technikami, nejméně na 30 lokalitách. Kromě záznamu o výskytu a početnostech jednotlivých druhů bude popsáno prostředí vodních ploch i okolí, zejména rozloha a hloubka vodní plochy, sklon břehů, zastoupení vegetace, rok vybudování vodní plochy, oslunění hladiny, převažující typ porostu v okolí atd. Každá vodní plocha bude focena a lokalizována souřadnicemi pomocí přístroje GPS. Výsledky budou statisticky zpracovány.

### Harmonogram zpracování

03/2010–07/2011 – terénní práce

08/2011–12/2011 – zpracování výsledků

01/2012–03/2012 – zpracování bakalářské práce

04/2012 – konečné úpravy, tisk a odevzdání bakalářské práce

## Rozsah textové části

20 až 30 stran

## Klíčová slova

obojživelníci, ochrana obojživelníků, sukcese, vlastnosti prostředí, mapování výskytu, Krušné hory

## Doporučené zdroje informací

Baker, J. M. R. & Halliday, T. R. 1999: Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55-63.

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.

Duellman, W. E. & Trueb, L. 1994: *Biology of Amphibians*. Second Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.

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.

Mikátová, B. & Vlašín, M. 2002: *Ochrana obojživelníků*. EkoCentrum, Brno.

Stumpel, A. H. P. & van der Voet, H. 1998: Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia*, 19: 125-142.

Vojar, J. 2007: *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana*. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny.

## Vedoucí práce

Vojar Jiří, Ing., Ph.D.

  
prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry



  
prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan fakulty

Prohlašuji, že jsem uvedenou bakalářskou práci vypracoval samostatně a s použitím uvedené literatury.

V Praze dne 23. 3. 2012

.....

## **Poděkování**

Rád bych na tomto místě poděkoval všem, kteří mi nějakým způsobem pomohli při vypracování této práce.

V první řadě bych chtěl poděkovat **Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D.**, za odborné vedení bakalářské práce, za cenné rady a připomínky v průběhu výzkumu, za poskytnutí literatury a pomoc při statistickém zpracování výsledků.

Dále bych chtěl poděkovat **AOPK ČR** za poskytnutá faunistická data.

**Romanu Rozínkovi** za praktické zkušenosti, které prezentoval na svojí přednášce na ČZU.

Svým rodičům děkuji za trpělivost a všestrannou podporu během celého studia. Otci za to, že mi obstarával dopravu na lokality a pomohl mi s problematikou GIS, a matce za její češtinářský náhled.

A samozřejmě bych také rád poděkoval **RNDr. Jiřímu Hejkalovi**, díky kterému jsem se vůbec dozvěděl o výstavbě jezírek na Kraslicku a o stavu jejich (ne)prozkoumanosti.

## Abstrakt

Bakalářská práce se zabývá studiem osidlování uměle vytvořených vodních biotopů obojživelníky na území Kraslicka (okres Sokolov). Cílem práce byla jednak vlastní inventarizace a popis prostředí vodních ploch, dále pak testování vlivu charakteristik prostředí na početnost, resp. prezenci obojživelníků a zhodnocení úspěšnosti ochranných opatření. V průběhu sezón 2010 a 2011 zde byl na 35 vodních plochách proveden monitoring obojživelníků a zjišťovány charakteristiky prostředí vlastních vodních ploch. Zaznamenáno bylo celkem šest druhů obojživelníků (čolek horský (*Mesotriton alpestris*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), čolek hranatý (*Lissotriton helveticus*), skokan hnědý (*Rana temporaria*), ropucha obecná (*Bufo bufo*) a „zelení skokani“ (*Pelophylax* sp.)), nicméně početnější byly pouze tři – čolek horský, skokan hnědý a ropucha obecná. Ze zjištěných dat vyplývá, že čolek horský preferuje jezírka s minimem obvodové vegetace (zde korelace s fóliovým dnem) a dobře osluněná. U ropuchy obecné se bohužel nepodařilo statisticky prokázat žádnou klíčovou charakteristiku ovlivňující její přítomnost. Skokan hnědý preferoval větší jezírka s větším podílem vodní vegetace. Nelze však říci, že malá jezírka bez vegetace skokan hnědý nevyužívá, neboť byly učiněny nálezy např. velkého počtu skokaních snůšek v jezírku s fóliovým dnem. Pro výstavbu dalších jezírek lze tedy doporučit budování jezírek dobře osluněných, velkých a v případě jezírek pro čolka horského i co nejméně zaplněných vegetací. Ideální jsou ale samozřejmě soustavy větších a menších jezírek zaručující co největší pestrost prostředí a tedy druhů. Abychom tato jezírka stavěli s vhodnými parametry pro jednotlivé druhy, musíme dobře znát jejich stanovištní požadavky.

**Klíčová slova:** obojživelníci, ochrana obojživelníků, sukcese, vlastnosti prostředí, mapování výskytu, monitoring ochranných opatření

## Abstract

This thesis deal with the colonization of amphibians in artificial aquatic biotopes in Kraslice (Sokolov distrikt). The goals of the work were both inventorying and description of water areas enviroment, as well as testing the influences of enviromental attributes on abundance, respectively presence of amphibians and evaluate the successfulness of protective measures. During 2010 and 2011 seasons There were perform monitoring of amphibians in 35 water areas and find out characteristics of theirs environment. There were discover six species of amphibians (alpine newt (*Mesotriton alpestris*), common newt (*Lissotriton vulgaris*), palmate newt (*Lissotriton helveticus*), common frog (*Rana temporaria*), common toad (*Bufo bufo*) and „green frog“ (*Pelophylax* sp.)) however only three were rather more numerous – alpine newt, common frog and common toad. The collected data show that alpine newt preferred pond with minimum of peripheral flora (correlation with foil bottom) and well sunnnig. Unfortunately for common toad there were unsuccess to statistically prove any key characteristics. Common frog preferred rather larger ponds with a greater proportion of aquatic vegetation. Despite this fact common frog even inhabit small ponds without vegetation. For example, in ponds with foil bottom were made discovery of large number of common frog clutches. For construction of additional ponds can be recommended building large and well sunlight ponds, for alpine newt with the least fill with vegetation. The ideal is, of course, system of large and small lakes ensuring maximum variety of environments and therefore species. To build these ponds with suitable parameters for each species, we must have a good knowledge about their habitat preferences.

**Keywords:** amphibians, amphibians management, succession, characteristics of the environment, mapping of presence, Krušné mountains, monitoring of conservation measures

## Obsah

<b>1. ÚVOD</b>	<b>10</b>
<b>2. REŠERŠE – METODY MAPOVÁNÍ A MONITORINGU</b>	<b>12</b>
2.1 ROZDÍL MEZI MAPOVÁNÍM A MONITORINGEM	12
2.2 VÝZNAM ZPĚTNÉHO MONITORINGU	12
2.3 ZJIŠŤOVANÁ DATA	13
2.4 VÝZNAM CHARAKTERISTIK PROSTŘEDÍ PRO OBOJŽIVELNÍKY	14
2.5 METODY SLEDOVÁNÍ	15
2.5.1 Neinvazivní metody sledování	15
2.5.2 Metody založené na odchytu	17
2.6 STANOVENÍ VELIKOSTI POPULACÍ	19
2.6.1 Přímé metody	19
2.6.2 Odhad početnosti (hustoty populace)	20
2.6.3 Značení jedinců	21
<b>3. POPIS REGIONU KRASLICKO</b>	<b>23</b>
3.1 UMÍSTĚNÍ A ÚZEMNÍ ČLENĚNÍ	23
3.2 BATRACHOFAUNA	23
3.2.1 Čolek horský	23
3.2.2 Čolek obecný	24
3.2.3 Čolek hranatý	24
3.2.4 Skokan hnědý	25
3.2.5 Ropucha obecná	25
3.3 SOUHRNNÝ POPIS SLEDOVANÝCH LOKALIT	25
3.3.1 Bublava	25
3.3.2 Háj	26
3.3.3 Počátky	28
<b>4. METODIKA</b>	<b>31</b>
4.1 OBDOBÍ TERÉNNÍCH PRACÍ	31
4.2 MONITORING OBOJŽIVELNÍKŮ	31
4.3 ZJIŠŤOVÁNÍ CHARAKTERISTIK PROSTŘEDÍ	31
4.4 STATISTICKÉ ZPRACOVÁNÍ DAT	32
<b>5. VÝSLEDKY</b>	<b>34</b>
5.1 CELKOVÉ HODNOCENÍ VÝSKYTU	34



<b>5.2 ANALÝZA Vlivu CHARAKTERISTIK PROSTŘEDÍ NA JEDNOTLIVÉ DRUHY OBOJŽIVELNÍKŮ</b>	<b>35</b>
5.2.1 Čolek horský	35
5.2.2 Skokan hnědý	36
5.2.3 Ropucha obecná	37
<b>6. DISKUSE</b>	<b>38</b>
6.1 DISKUSE METODIKY	38
6.2 DISKUSE VÝSLEDKŮ	39
6.2.1 Obsazení nádrží a druhové zastoupení	39
6.2.2 Vliv charakteristik prostředí	40
6.2.3 Zhodnocení provedených managementových opatření a významu jednotlivých ploch	41
6.2.4 Návrh managementu	43
<b>7. ZÁVĚR</b>	<b>45</b>
<b>8. POUŽITÁ LITERATURA</b>	<b>47</b>
<b>9. PŘÍLOHY</b>	<b>55</b>

## 1. ÚVOD

Všechny druhy obojživelníků vyskytující se na území České republiky patří do Červeného seznamu obojživelníků (Zavadil a Moravec 2003). Naprostá většina (19 z 21 druhů) patří dle platné legislativy mezi druhy zvláště chráněné. Úbytek obojživelníků se netýká pouze ČR nebo Evropy, nýbrž jde o celosvětový problém (např. Wake 1991, Alford a Richards 1999).

Je tedy rozhodně nutné obojživelníky chránit legislativně i prakticky vhodnými managementovými opatřeními. Mezi ně můžeme řadit ochranu migrujících jedinců přes komunikace (transfery či naváděcí zařízení s podchody a zejména pak úpravy a tvorbu nových biotopů, především vodních ploch (Mikátová a Vlašín 2002, Vojar 2007)). Rozsáhlý projekt byl např. úspěšně proveden v Estonsku, kde bylo 22 z počátečních 405 starých nádrží zrestaurováno a dalších 208 nově postaveno (Briggs a kol. 2009). Další projekt je z Floridy (USA), kde byla provedena obnova hydrologie močálů Everglades a změny v populacích obojživelníků byly použity jako indikátor změn (Dixon a kol. 2011).

Aby nové či upravené biotopy plnily svůj účel, musí být budovány na základě ekologických nároků cílových druhů i podle základních pravidel (Vojar 2007). Nové vodní plochy by např. měly být umisťovány tak, aby byl omezen přechod obojživelníků přes pozemní komunikace (Elzanowski a kol. 2009). Dále by měl být znemožněn výskyt ryb v jezírkách, jež jsou jedněmi z nejnebezpečnějších predátorů obojživelníků (Pilliod a Peterson 2001). Prakticky nutností je co nejstálější zdroj čisté vody, pokud ovšem nestačí jako zdroj voda dešťová. Mělo by být zvaženo umístění vůči vodním tokům, aby při záplavách nedocházelo ke vniknutí ryb. Pro vývoj potomstva obojživelníků je vhodnější teplá voda, tudíž by jezírka měla být dobře osluněná. Pokud je to možné a vhodné, měl by být omezen přístup veřejnosti, jinak může docházet k negativním jevům jako rušení psy, introdukci nepůvodních rostlin a živočichů, introdukci ryb, vandalismu, či dokonce zabíjení obojživelníků. Pokud je jezírko vydatně a stále zásobováno vodou, nebo je blízko pod povrchem nepropustná vrstva, stačí vykopat i nepříliš hlubokou prohlubeň. Pokud však v tomto nemáme jistotu, je lepší položit na dno nepromokavý materiál (většinou pevnou fólii či různé druhy gum). Při návrhu designu jezírka by se mělo dbát na nepravidelnost tvaru a mírný sklon břehů (Baker a kol. 2011).

Od roku 1994 je výstavba jezírek prováděna i na Kraslicku v západních Čechách (okres Sokolov). V této oblasti má jistě tato výstavba smysl, neboť kromě běžnějších druhů jako je skokan hnědý (*Rana temporaria*) nebo ropucha obecná (*Bufo bufo*) se zde vyskytují skokan krátkonohý (*Rana lessonae*), čolek horský (*Mesotriton alpestris*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*) a zejména čolek hranatý (*Lissotriton helveticus*) (Moravec 1994), u něhož se jedná o jeho nejvýchodnější výskyt v rámci jeho areálu rozšíření a současně jde o jedinou oblast jeho výskytu u nás (Zavadil a Kolman 1990).

Vodní plochy byly na Kraslicku vybudovány již před 18 lety, nicméně doposud neproběhl systematický monitoring úspěšnosti tohoto opatření, tedy zdali byly vybudované nádrže obojživelníky obsazeny. Absence zpětného monitoringu neumožňuje zjistit efektivitu vynaložených opatření, ani se poučit pro případná další podobná opatření (např. jestli budovat vodní plochy jinak či jinde). Chceme-li nadále podporovat obojživelníky výstavbou jezírek, přičemž to lze považovat za nutné, musíme vědět jak tato jezírka stavět. Musíme vědět, jaké charakteristiky prostředí jednotlivé druhy vyžadují a jak moc jsou pro ně důležité, jinak bude výstavba probíhat naslepo a některá jezírka tak budou bezúčelná, nebo z nich dokonce vzniknou pasti (Joly a Grolet 1996, Stumpel a van der Voet 1998, Baker a Halliday 1999, Lehtinen a Galatowitsch 2001, Primack et al. 2001, Petranka a kol. 2003a, Loman a Andersson 2007). Právě z těchto důvodů je důležité provádět zpětný monitoring jezírek, který je cílem předkládané bakalářské práce.

#### **Základní cíle bakalářské práce:**

- provedení standardního monitoringu obojživelníků na 35 uměle vybudovaných nádržích na Kraslicku
- popis charakteristik prostředí jednotlivých vodních ploch i jejich nejbližšího okolí
- statistické zhodnocení vlivu jednotlivých charakteristik prostředí na prezenci/absenci populací obojživelníků
- zhodnocení provedených ochranných opatření (účinnost výstavby jezírek)
- vlastní návrh managementu a dalších doporučení

## **2. REŠERŠE – METODY MAPOVÁNÍ A MONITORINGU**

### **2.1 Rozdíl mezi mapováním a monitoringem**

Jak uvádí Vojar (2007), mapování představuje jednorázové či nepravidelné zaznamenávání výskytu druhu. Může sloužit např. jako podklad pro atlasy rozšíření, orgánům ochrany přírody pro jejich rozhodování o zásazích na konkrétních lokalitách a v dlouhodobém horizontu ukazují výsledky mapování změny v rozšíření druhu.

Monitoring se podle Duška (2006) skládá ze systematického sledování populací a zjišťování jejich početnosti za použití standardních metod. Během sběru dat musí být kladen důraz na uniformitu a dlouhodobý charakter získávání kvantitativních výsledků. Výsledkem analýzy získaných dat jsou pak informace o početnostech a populační dynamice. Jsou-li vybrané lokality dostatečně reprezentativní a je jich dostatek, odráží pak provedený monitoring reálně stav ohrožení. Jisté negativum představuje vyšší náročnost na organizaci, čas, techniku a morálku. Dlouhodobý monitoring se díky tomu stává doménou spíše státních ochrannářských institucí, které mají pro tyto účely mnohem lepší personální, finanční a hmotné zázemí. Např. já jsem oproti těmto institucím měl k dispozici pouze auto, které jsem ani sám neřídil, kolo, akvaristickou síťku na duralové trubce, vypůjčený GPS přístroj a fotoaparát.

### **2.2 Význam zpětného monitoringu**

Vždy, když jsou prováděna nějaká rozsáhlejší managementová opatření (výstavba jezírek, transfery atd.), je třeba následně provádět zpětný monitoring (Primack a kol. 2001, Semlitsch 2002), aby bylo možné ověřit použité postupy a případně je aktualizovat (Dodd a Seigel 1991). Zpětný monitoring je vhodný i za účelem úspory nákladů, neboť bez něj může později docházet k provádění bezúčelných či dokonce nežádoucích managementových opatření, které jen odvádí finanční prostředky. Velmi důležité je zvážit, jak dlouhá doba je nutná pro zpětný monitoring. Semlitsch (2002) uvádí u transferů dobu 5–6 let od posledního přesunu. V případě sledování nově budovaných jezírek (jako v případě této práce) však Loman a Andersson (2007) a Petranka a kol. (2003a) uvádějí, že postačuje i monitoring trvající 2–3 roky. Tato doba by podle nich měla postačovat k odhalení druhů a společenstev, nicméně pro zjištění úspěšnosti provedených ochrannářských opatření je třeba monitoring trvající

nejméně 5 let (Petranka a kol. 2003b). Denton a kol. (1997) pro tyto účely definuje čtyři úrovně úspěchu: (i) počáteční úspěch – zaznamenáno rozmnožování, (ii) střední úspěch – první návrat dospělců za rozmnožováním, (iii) naprostý úspěch – výskyt a opakované rozmnožování po dobu 5 let a (iv) selhání – dospělci se po 5–10 letech nevrátí.

Dlouhodobý monitoring obecně má zásadní význam pro sledování změn v populačních trendech, či sledování nežádoucích mezidruhových interakcí, které popisuje Knapp (2005). Zároveň omezuje riziko falešných výsledků (Meyer a kol. 1998, Primack a kol. 2001).

Navzdory evidentní důležitosti zpětného monitoringu se mu u nás věnuje jen velmi malá pozornost (Vojar 2007). Výjimku tvoří studie jako Handl (2006), Handl a Vojar (2006), Vojar (2006). Naproti tomu v zahraničí je zpětný monitoring brán téměř za samozřejmost (např. Joly a Grolet 1996, Stumpel a van der Voet 1998, Baker a Halliday 1999, Lehtinen a Galatowitsch 2001, Petranka a kol. 2003a, Loman a Andersson 2007).

### **2.3 Zjišťovaná data**

Mají-li být data využita pro následnou ochranu, měly by v nich být obsaženy následující údaje:

- datum nálezu
- vývojové stádium
- druhová determinace
- počet jedinců (přesný počet či odhad)
- metoda studia (pozorování, poslech, odchyt)
- zeměpisné souřadnice
- popis lokality
- katastr, popř. jméno blízké obce, okres či kraj
- jméno pozorovatele

Je možné uvést i některé doplňující údaje, např.:

- faunistický čtverec
- zákres v mapě

- pohlaví zjištěných jedinců
- základní charakteristiky biotopu (plocha nádrže, hloubka, rozšíření litorální a ponořené vegetace v %, převažující charakter okolního biotopu – les, louka, pole apod.)
- popis případných ohrožení
- stav současné ochrany
- vzdálenost k další nejbližší vodní ploše (Vojar 2007)

## 2.4 Význam charakteristik prostředí pro obojživelníky

Charakteristiky prostředí s potenciálním vlivem na obojživelníky můžeme dělit na tři základní úrovně/stupně (Joly a kol. 2001).

V **prvním stupni** jde o vlastnosti samotného vodního habitatu, jakožto místa pro rozmnožování, růst potomstva, ale často i život dospělců (Denoël a Lehmann 2006). Na této úrovni hrají roli faktory jako přítomnost dalších druhů (Gamradt a Kats 1996, Knapp 2005), zastoupení vodní vegetace (Joly a kol. 2001), hloubka vody (Hecnar a M'Closkey 1998) a míra kontaminace (Bridges a Semlitsch 2000).

**Druhý stupeň** je tvořen charakterem terestrického okolí nádrže (Denoël a Lehmann 2006). Zde hraje roli charakter okolního biotopu, který je podstatný během reprodukční migrace, hibernace (Hermann a kol. 2005), ale i během prostého přesunu mezi stanovišti za zdroji (Dunning a kol. 1992).

**Třetím stupněm** je počet a obsazenost nádrží sledovaným druhem s vlivem na utváření a fungování metapopulačních struktur (Pope a kol. 2000, Joly a kol. 2001). Densita jezírek může mít vliv na diverzitu a početnost nejen obojživelníků, ale i vodních rostlin a bezobratlých (Gledhill a kol. 2008). Navzdory důležitosti tohoto faktoru může být jeho vliv upozaděn charakteristikami samotného stanoviště (první úroveň), a tím mohou být zkresleny či skryty tyto tzv. metapopulační charakteristiky (Resetarits 2005).

Bradley a kol. (2007) uvádí i čtvrtou vyšší úroveň, a sice skupiny skupin vodních ploch a jejich rozmístění. Sám však přiznává, že nejdůležitější jsou patrně charakteristiky první úrovně. Usuzuje tak podle věrnosti, kterou dospělci stanovištěm projevují (viz např. Pechmann et al. 1991). Problematice třetí a čtvrté úrovně a

požadavkům druhů na ně se zatím mnoho autorů nevěnovalo. Výjimku tvoří např. Pope a kol. (2000), Joly a kol. (2003), Denoël a Lehmann (2006).

Z kontextu tedy vyplývá, že pravděpodobně nejvýznamnější jsou charakteristiky vodního prostředí, jež by měly být nejvíce sledovány. S tímto závěrem někteří autoři nesouhlasí (např. Alford a Richards 1999, Marsh a Trenham 2001, Denoël a Lehmann 2006) a tvrdí, že pokud chceme pochopit požadavky druhů komplexně, je třeba se věnovat všem úrovním (jsou-li k tomu prostředky).

Zároveň z této skutečnosti vyplývají požadavky na následný management, kdy při výstavbě jezírek musí být uvažováno o charakteristikách všech tří, resp. čtyř úrovní.

## **2.5 Metody sledování**

Metod sledování obojživelníků je známo mnoho (např. Heyer a kol. 1994, Vojar 2000, 2007) a volí se kompromis mezi šetrností ke zvířatům a efektivitou. Základní dělení těchto metod je, jak už z logiky věci vyplývá, na metody neinvazivní a metody založené na odchytu (invazivní).

### **2.5.1 Neinvazivní metody sledování**

Vzhledem ke stavu ohrožení a citlivosti obojživelníků, zejména jejich larev, na fyzickou manipulaci s nimi, by měly být upřednostňovány metody neinvazivní (Vojar 2007).

#### **2.5.1.1 Vizuální sledování**

Jedná se o metodu vhodnou téměř pro všechna vývojová stádia, nicméně je snadno ovlivnitelná vnějšími faktory, jako jsou denní doba, aktuální počasí, charakter biotopu aj. (Vojar 2007). Sledují se zpravidla všechna vývojová stádia najednou (viz např. Stumpel a van der Voet 1998), ale sledování každého z nich má svá specifika. Při použití těchto metod je také důležité, aby se odehrály minimálně dvě návštěvy za sezónu. Zabrání se tak klamným údajům o absenci (Bosch a Martínez–Solano 2003). Za směrodatný se bere vyšší zjištěný údaj (Vojar 2007).

**Počítání snůšek** je nepřímou metodou zjišťování velikosti populací (1 snůška = 1 samice + X samců). Počet samců může být v průměru proměnlivý. Jeden samec se může rozmnožovat vícekrát a naopak několik samců může oplodňovat jednu snůšku. Nicméně v našich podmínkách se mezi samci a samicemi nejedná o nijak výrazný

nepoměr. Je použitelná pouze v případě, že je pozorovatel schopen bezpečně přiřadit snůšku k určitému druhu žáby. Při určování početnosti je tato metoda vhodná např. pro vodní skokany, blatnice a zejména pro skokana štíhlého (Vojar 2007). Např. u skokana hnědého může být ale její použití komplikované. Tento druh vytváří někdy i dosti velké shluky snůšek, které se špatně počítají. Loman a Andersson (2007) měřením objemu a hmotností shluků zjistili, že u skokana hnědého je průměrný počet snůšek 140 na m<sup>2</sup>. Problematická je i u ropuch pro nepřehlednost jejich snůšek (propletené provazce) a ocasatých obojživelníků, kteří kladou vejce jednotlivě a většinou na vegetaci.

Sledování **larev** je velmi obtížnou metodou. Výjimkou je jen použití u čolka horského, který vyhledává mělké nezarostlé a přehledné lokality s holým dnem (Zwach 2009), a u mloka skvrnitého (Vojar 2007). Dobrá je prohlídka během noci za použití silné svítilny (Mikátová in Vojar 2007). Pulci se často vyhřívají v mělkých částech nádrží. To je ideální i pro řádový odhad početnosti (Vojar 2007).

Pro dospělé **jedinice** existují dva způsoby sledování. Při namátkovém sledování dochází k prostému procházení biotopu. Při systematickém sledování se používá systematický průzkum po vytyčených trasách, např. systematické procházení celého biotopu, sčítací linie, zkusné plochy, obcházení břehů vodního biotopu či průzkum vhodných mikrobiotopů. Za vhodného počasí lze např. sledovat vodní skokany pochůzkou po břehové linii. Aby byla získaná data srovnatelná, musí být vždy procházena stejná část břehové linie (Vojar 2007). Tyto metody jsou velmi vhodné pro větší oblasti, kde by např. prolovování bylo příliš časově náročné. U dospělců je použili např. Crawford a Semlitsch (2007), kteří takto mezi sebou porovnávali údaje získané denním a nočním pozorováním.

### 2.5.1.2 Umělé úkryty

Metoda velmi vhodná pro zjišťování druhové pestrosti. Úkryty se umísťují nejméně 24 hodin před samotným sledováním, přičemž je lze umísťovat na vodě i na souši. Na vodě je jako umělý úkryt použitelný např. nafukovací člun nebo polystyrenová deska (Vojar 2007).



### **2.5.1.3 Odposlech hlasových projevů**

Je-li toho pozorovatel schopen, může podle hlasových projevů samců v době páření identifikovat jednotlivé druhy žab. Obtížně použitelné to je u zemních skokanů, kteří se projevují méně výrazně. Dobrou volbou je také použití nahrávek samců jakožto provokace, což může také ulehčit následnou identifikaci (vím, koho jsem provokoval). Nevýhodou této metody je její značná nepřesnost. Odhady jsou pouze řádové. Odhad početnosti se provádí minimálně dvakrát za sezónu a to vždy za použití stejného sledovacího schématu (denní doba, délka sledování, vzdálenost mezi zastávkami, délka linie, použití nahrávek) (Vojar 2007). V kombinaci s nočním sledováním za použití svítilen tuto metodu použili např. Ficetola a De Bernardi (2004).

Nejvhodnější dobou pro použití této metody jsou teplé jarní dny, kdy samci vokalizují nejvíce (Duellman a Trueb 1994).

### **2.5.2 Metody založené na odchytu**

Odchyt jedinců již samozřejmě působí nejen na obojživelníky, ale na všechny živočichy obecně, stresově. To je také důvodem, proč by se mělo využití těchto metod velmi dobře zvážit, a to zejména vzhledem k zaměření práce, druhu a vývojovému stádiu zkoumaného živočicha. Ještě v době přípravy na pokus je také nutno neopomenout vyžádání si výjimky ze zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

#### **2.5.2.1 Zábrany a zemní padací pasti**

Použití liniových zábran a zemních pastí (jsou-li správně postaveny) umožňuje velmi přesně zjistit počty jedinců na lokalitách či v tahu. Špatně použitelné jsou však např. u vodních skokanů (mimo skokana krátkonožého), kteří zimují ve vodě. Nedojde tak k odchytu jedinců, kteří ve vodě zůstanou. Pro zvýšení přesnosti dat je taktéž vhodné kombinovat tuto metodu s pozorováním či odposlechem. Při použití liniových zábran je možno zjistit pouze relativní početnost, tedy počet jedinců na metr délky zábrany (Vojar 2007). Další možností je kombinace se zpětnými odchty (viz níže), což dále zvyšuje přesnost odhadu, ale také zvyšuje náročnost (Gamble a kol. 2007).

Tato metoda má ale i jisté nevýhody:

- V pastech mohou být zachyceni a případně i usmrceni i jiní živočichové.

- Metoda je velmi náročná na čas a prostředky a to jak během stavby, tak během následujících kontrol.
- Během celé procedury jsou zvířata rušena a manipulace s nimi a vzájemný kontakt v pastech zvyšují pravděpodobnost přenosu infekcí.

Naproti tomu výhody jsou tyto:

- Jsou zachyceny i druhy, které by jinak nemusely být zaznamenány pro svůj skrytý způsob života či malou početnost.
- Získaná data mají vysoký informační potenciál.

V případě dočasných zábran (např. při sčítání populace či sledování migrací) stačí zábrany z pevné fólie v kombinaci se zemními padacími pastmi. Při stavbě stálých zábran (např. u silnic) jsou voleny spíše pevné plasty či pozinkovaný plech (Johnson 2003). Všechny typy mají společné základní parametry, tedy zahloubení bariéry až pod povrch, namíření spodního (podzemního) lemu šikmo dolů pod povrch půdy směrem proti předpokládanému příchodu zvířat a zpětné stočení horního okraje bariéry. Zabrání se tak podhrabání či přezení bariéry. Používání plechu i plasty má své charakteristické problémy. Z plechu se může uvolňovat zinek, který může ovlivnit chemismus okolních půd či vod. Na druhou stranu plast, který je mnohem levnější a trvanlivější, má však omezenou tvárnost a je tedy těžší z něj stavět spolehlivé zábrany (Rozínek in verb.).

#### **2.5.2.2 Volný sběr do ruky**

Metoda použitelná zejména během suchozemské fáze u méně pohyblivých druhů, jako je např. mlok skvrnitý. Aplikace je možná náhodně i systematicky na vytyčených plochách. Během sběru je nutná co nejšetrnější manipulace s obojživelníky pouze vlhkýma rukama. Obzvláště Heyer a kol. (1994) upozorňují na riziko vyschnutí ochranného hlenu obojživelníka zejména tehdy, pokud zvíře klade odpor. V případě vysychání potom radí polít 5–10 ml vody. Ruce je nutno po každé manipulaci důkladně omýt jednak kvůli dráždivým látkám, které někteří obojživelníci (zejména mlok skvrnitý) produkují kůží, a jednak kvůli možnému přenosu infekcí mezi zvířaty (chytridiomykóza apod.) (Berger 1998, Vojar 2007).

### 2.5.2.3 Sítě a podběráky

Podle velikosti a zejména hloubky nádrže se při použití podběráků volí mezi prochyťáváním ze břehu a procházením nádrže, přičemž je nutno si uvědomit, že chůze po dně víří bahno, které běžně obsahuje těžké kovy. Velikost ok použité sítě se volí podle velikosti odchyťovaných zvířat. Pro čolky, jejich larvy a pulce žab se volí oka velká 2–3 mm a pro dospělé žab 5–10 mm. Podběrák by měl mít pevnou dřevěnou rukojeť i rám, ten nejlépe z kovu. Nevhodné jsou trojúhelníkové rybářské podběráky, neboť ke dnu dosedají jen malým cípem a nejsou příliš pevné. Je-li to možné, mělo by být zvláště u larev čolků zamezeno kontaktu s rámem podběráku či rukou. Obecně lze však říct, že čím je larva větší, tím méně je náchylná k poškození. Dá se také říct, že jde o metodu nevhodnou pro místa s výskytem larev čolků nebo během jejich rozmnožování (rušení svatebních tanců a vývoje vajec). Je-li úmyslem takto získaná data porovnávat, je nutno dodržovat stále stejnou intenzitu odlovu (čas a počet prolovení) (Vojar 2007).

## 2.6 Stanovení velikosti populací

Jedná se o součást monitoringu, nikoliv mapování. Výsledkem je vždy buď absolutní nebo relativní početnost. Absolutní početnost lze získat jen při dokonalém ohrazení či vylovení lokality, jinak je třeba provést odhad. Výsledkem je pak celková početnost populace. Při stanovování relativní početnosti se zjišťuje početnost na různé jmenovatele, jako jsou jednotka délky zábrany, jedno prolovení podběrákem, jednotka délky pozorované břehové linie či doba pozorování.

### 2.6.1 Přímé metody

Dalo by se říci, že přímé metody se snaží stanovit velikost konkrétní populace. Toto zjišťování je různě přesné, šetrné i realizovatelné.

Nejpřesnější by samozřejmě bylo vycípat všechny jedince na lokalitě, to je ale značně necitlivé a většinou i nemožné (Vojar 2007).

Častou metodou, např. při sledování migrací, je značkování a zpětný odchyt, tzv. CMR metoda (Capture-Mark-Recapture) (Heyer a kol. 1994, Bonnet a kol. 2002). Vychází se při ní z matematických předpokladů. Část populace se vždy vyloví, označí a vypustí. Po jednom až několika dnech se provede odchyt znovu, při kterém je zjištěn poměr označených a neoznačených jedinců. Předpokládá se, že poměr

označených a neoznačených jedinců je shodný v odchytu i v populaci (Schmidt a kol. 2002).

Další možnosti jsou neinvazivní, ale jejich přesnost může být nižší. Tou první je počítání snůšek žab (viz 2.5.1.1) a druhou odposlech vokalizujících samců (viz 2.5.1.3)

### **2.6.2 Odhad početnosti (hustoty populace)**

Vždy se provádí alespoň dvě návštěvy za rok a pokaždé se uvažuje vyšší ze zjištěných hodnot (Hartel a kol. 2008).

Existuje více metod lišících se počtem prolovů, resp. návštěv lokality, vhodností pro uzavřené či otevřené populace a jinými charakteristikami, např. způsobem značení jedinců. Mezi základní patří metoda Petersena, u které stačí jen dvě návštěvy, a metoda Schnabelové, kdy dochází k prolovování v časových odstupech vícekrát, ale minimálně třikrát.

Obě metody mají řadu společných podmínek:

1. Jasná identifikace označených jedinců během celého pokusu, tzn. nárok na trvanlivost použitých značek.
2. Použité značky musí být pro jedince bezpečné (poškození kůže, omezení hybnosti či zvýšená nápadnost pro predátory) a nesmí ohrozit další odchyt.
3. Odchyt se musí provádět rovnoměrně po celé ploše.
4. Opětovné vypouštění se také musí provádět rovnoměrně po celé ploše a nikdy hromadně na jednom místě.
5. Předpokládá se existence uzavřené populace. Tzn., že velikost populace není během odchytu ovlivněna migrací, mortalitou či natalitou (Heyer a kol. 1994, Vojar 2007).

Podmínka uzavřené populace je prakticky nesplnitelná a díky tomu dochází k odchylkám. Ideální je tedy model otevřené populace, se kterým počítá metoda Joly-Sebera. V té je počítáno i s pohyby (imigrací a emigrací) jedinců a při každém odchytu se používá jiné značení (Krebs 1998).

### 2.6.3 Značení jedinců

Nejšetnější způsobem je samozřejmě použití fotografií a náčrtků jedinců. Ty jsou ale v praxi použitelné jen u druhů, kde jsou jedinci individuálně rozpoznatelní díky specifickému zbarvení či uspořádání skvrn, jako např. u mloka skvrnitého či čolka obecného (Gamble a kol. 2007). U ostatních druhů, nebo není-li možné použití fotografií a náčrtků, se preferují spíše štítky s alfanumerickým kódem, barevné markery aj. (viz níže) (Vojar 2007). Existuje více druhů značek, které se volí podle zkoumaného druhu a podle charakteru výzkumu.

První metodou je použití tzv. VIE značek (Visible Implant Elastomer), které mají značnou výhodu v tom, že jedince nijak neomezují díky velmi malé velikosti (jeden až pět milimetrů) v dalším životě. Zjednodušeně řečeno se jedná o určitý druh injekčně aplikované husté tekutiny, která pod kůží ztuhne, ale zůstane pružná (charakterem lze přirovnat např. k sanitárnímu silikonu). Značka nijak nevyčnívá, ani nezpůsobuje omezení pohyblivosti. Následně je dobře viditelná jak ve viditelném tak v UV světle, ve kterém fluoreskuje (Northwest Marine Technology, Inc. 2005).

Variantou VIE značek použitelnou pro rozlišení jedinců jsou měkké viditelné alfanumerické implantáty (VIAAlpha). Značky měří do 2,8 mm a mají většinou fluorescenční barvy a vytištěný kód. Umísťují se na/pod průsvitnou tkáň na povrchu těla (Measey a kol. 2001).

Dříve hojně využívanou možností je zastříhování konečků prstů obojživelníků. Jedná se o levnou a rychlou metodu. Bylo u ní ale prokázáno snížené přežití označených jedinců (Clarke 1972). Do takto vzniklých ran se může dostat infekce (Golay a Durrar 1994) a navíc chybějící části těla zvyšují náchylnost k predaci. Většinou druhů našich žab může tento zákrok také zkomplikovat rozmnožování, neboť při něm potřebují své palce (McCarthy a Parris 2004). Jedná se navíc o poměrně nespolehlivou metodu, neboť u ocasatých obojživelníků prsty postupně dorůstají (Donnelly a kol. 1994, Binkley a kol. 1998, Mallory 1998, Sorensen 2002).

Náhradou za metodu zkracování prstů by mohlo být použití pasivních integrovaných vysílačů (PIT). Díky použití číselných kódů uložených v čipech je možné prakticky neomezené množství kombinací. Na druhou stranu jsou PIT velmi drahé, často se ztrácí (Donnelly a kol. 1994) a hodí se spíše pro větší zvířata než např. čolky z rodu *Lissotriton* (Downes 2000). Aby se zabránilo omezením, která by znamenalo vnější

uložení PIT, a aby nedocházelo k tak častým ztrátám, používají se nově podkožní biokompatibilní čipy (Northwest Marine Technology, Inc. 2003).

### 3. POPIS REGIONU KRASLICKO

#### 3.1 Umístění a územní členění

Obojživelníci byli sledováni v uměle vytvořených jezírkách na území Kraslicka, která leží v severozápadní části okresu Sokolov (Karlovarský kraj). Jezírka byla rozdělena do tří skupin na lokality Háj, Bublava a Počátky (názvy blízkých sídel). Lokality Bublava a Počátky se nacházejí v blízkosti hranic se Spolkovou republikou Německo v bývalém hraničním pásmu. Některá jezírka se nachází přímo v hraničním průseku.

#### 3.2 Batrachofauna

Vzhledem ke známým údajům o rozšíření, které uvádí Moravec (1994), lze na sledovaných lokalitách očekávat tyto druhy: čolek horský, čolek obecný, čolek hranatý, skokan hnědý, skokan krátkonohý (*Pelophylax lessonae*), skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*), skokan zelený (*Pelophylax esculentus*), ropucha obecná, ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*).

Další data byla poskytnuta AOPK ČR a jsou podrobněji zaměřena na sledovanou oblast, proto byla dále brána jako směrodatná. Podle těchto dat by se zde měly vyskytovat tyto druhy: čolek horský, čolek obecný, čolek hranatý, skokan hnědý a ropucha obecná.

Každý druh má podle literatury poněkud odlišné stanovištní požadavky, které budou srovnávány se sledovanými lokalitami.

##### 3.2.1 Čolek horský

Čolek horský se vyskytuje převážně, leč s výjimkami, na stanovištích ve výškách nad 400 m n. m. (Mikátová a Vlašín 2002), což potvrzuje i Zavadil a kol. (2011), který situuje nejčastější výskyt mezi 600 a 1200 m n. m. Pro tento druh je typická vazba na blízkost lesa. Vazba k lesu sílí s klesající nadmořskou výškou. Na nízko položených místech tento druh přímo vyžaduje lesní stanoviště a je na ně mnohem citlivější než na nadmořskou výšku (Zavadil a kol. 2011). Souvislost s touto vazbou lze pravděpodobně spatřovat v citlivosti druhu na teplotní výkyvy (Roček in Mikátová a Vlašín 2002). V teplotních nárocích je čolek horský, ve srovnání s jinými druhy, dosti charakteristický, neboť je limitován zejména horní teplotní hranicí.

Během rozmnožování preferuje čolek horský spíše menší vodní plochy s hloubkou 5–50 cm (Mikátová a Vlašín 2002). Jsou-li podmínky vhodné, může se rozmnožovat i v nepřírodních nádržích, jako jsou bazény a zahradní jezírka. Obecně lze říci, že mu nevádí ani jezírka zcela holá (Zavadil a kol. 2011). Lze jej nalézt v nádržích osluněných i zastíněných. Míra ani doba oslunění nejsou pro tento druh rozhodující. Výjimku tvoří drsnější stanoviště jako horské louky, kde vyhledává spíše osluněná stanoviště (Zwach 2009).

### **3.2.2 Čolek obecný**

Spíše nížinný druh, ale vystupuje i do výšek okolo 1 000 m n. m. (Mikátová a Vlašín 2002). Zwach (2009) a Zavadil a kol. (2011) uvádí, že se vyskytuje nejčastěji ve výškách 200–800 m n. m. a s výškou jeho početnost slábne. Během rozmnožování vyhledává malé a střední nádrže, popř. mělké laguny velkých rybníků, vystačí si však i s periodickými vodami. Typicky preferuje otevřenou krajinu, ale jsou-li k dispozici malá jezírka podél cest, je schopen překonat i rozsáhlé lesy (Mikátová a Vlašín 2002).

Během rozmnožování není čolek obecný náročný na teplotu vody, preferuje ale osluněná stanoviště s bujnou vodní vegetací, na které ale není závislý. Může se rozmnožovat i bez vodní vegetace, např. v požárních nádržích (Mikátová a Vlašín 2002).

### **3.2.3 Čolek hranatý**

V Čechách je výskyt čolka hranatého doložen teprve od r. 1990 (Janoušek a Smutný 1990, Kolman a Zavadil 1990), takže o jeho populaci na našem území zatím mnoho nevíme. Z toho, co je známo, ale vyplývá, že jde o druh úzce spjatý s lesem nebo alespoň s okrajem lesa. Pro rozmnožování mu stačí i malé louže na cestách, přičemž svým rozmnožovacím stanovištěm je podle všeho věrný (Kolman a Zavadil 1990). Díky tomu je tento druh velmi zranitelný likvidací stanovišť, což jenom podtrhuje důležitost jeho ochrany.

Jeho nejčastější výskyt lze očekávat mezi 540 a 810 m n. m. (Zavadil a Kolman 1990, Berger a kol. 1997). Upřednostňuje přitom mělké osluněné až mírně zastíněné tůně s řídkou vegetací (Zwach 2009).



### **3.2.4 Skokan hnědý**

Skokan hnědý je velice nenáročný na charakteristiky vodních i suchozemských biotopů. Není limitován ani nadmořskou výškou nebo suchozemskou vegetací, i když preferuje lesy, kromě hustých 7–20 let starých smrčín a borů (Zavadil a kol. 2011). Jediným požadavkem je dostatečná vlhkost a blízkost vodní plochy (Mikátová a Vlašín 2002). Pro rozmnožování využívá zejména mělké, prohřáté, klidné nádrže, ale ne nezbytně. Využívá také zatopené lomy, louže, rybníky a někdy i mírně průtočná stanoviště (Mikátová a Vlašín 2002).

### **3.2.5 Ropucha obecná**

Ještě méně náročná než skokan hnědý. Vyskytuje se od nížin až po horské oblasti (Zavadil a kol. 2011) a dokáže obývat mnoho druhů biotopů (louky, lesy, pole atd.) (Mikátová a Vlašín 2002). Z lesů si ale příliš neoblíbila ty jehličnaté.

Stejně nenáročná je ropucha obecná i během rozmnožování, vyhledává ale spíše větší nádrže (rybníky, požární nádrže) s hlubokou vodou (40–70 cm). Oproti většině jiných obojživelníků nevyžaduje vodní vegetaci a nemá ani požadavky na délku či intenzitu oslunění (Mikátová a Vlašín 2002).

## **3.3 Souhrnný popis sledovaných lokalit**

### **3.3.1 Bublava**

Všechna tři jezírka se nacházejí v údolnici mezi využívanými pastvinami, vzájemně velmi blízko sebe (skupina měří cca 20m). Pastviny a zejména oblast údolnice jsou značně podmáčené díky malému potoku, který jí protéká. V místě, kde se nacházejí jezírka, se nachází hustě zarostlá mokřina. Díky tomu nelze přesně v těchto místech určit průtokovou linii. Jde tedy o jezírka částečně průtočná. Dvě jsou také poměrně hluboká, což může vyhovovat skokanu hnědému.

Všechna tři jezírka jsou zpracována jako zemní bez umělých prvků (fólie apod.)

Jak již bylo zmíněno, jsou po stranách užívané pastviny. To může znamenat ohrožení ze strany dobytka. Oblast potoka je ovšem chráněna elektrickým ohradníkem připevněným k mohutným sloupkům. To shledávám jako dostatečné zabezpečení.

Hodnoty charakteristik jednotlivých jezírek jsou v Tab. 1.

**Tab. 1 – Charakteristiky jezírek na lokalitě Bublava**

Jezírko	Nadmořská výška BPV (m n. m.)	Rozloha (m <sup>2</sup> )	Hloubka (cm)	Vegetace z rozlohy	Vegetace z obvodu	Sklon břehů (1:m)	Oslunění	pH	Fóliové dno
Bublava 1	704	80	40	30 %	100 %	3	100 %	6,0	0
Bublava 2	704	108	80	20 %	100 %	2	100 %	6,0	0
Bublava 3	704	21	20	0 %	100 %	5	100 %	6,3	0

### 3.3.2 Háj

Všech třináct jezírek včetně původního rybníka v dolní části se nachází v místě, kde se stéká voda z okolních polí. Díky tomu zde vznikla poměrně rozsáhlá mokřina z velké části zarostlá vodomilnými travami, přesličkami a břízami. V sušší části, z níž byly jiné byliny odstraněny rytím divokých prasat, jsem navíc v červnu 2011 našel poměrně rozsáhlý výskyt rosnatek okrouhloolistých (*Drosera rotundifolia*). Ty se tam podle informací od Bc. Petra Krásy z AOPK ČR vyskytovaly již dříve, ale ne v takovém počtu.

Lokalitu nelze označit za rašeliniště, neboť jsem nenalezl ani rašelinu ani rašeliník. Jednotlivá jezírka se svým charakterem od sebe mírně odlišují, proto je popíši podrobněji. Nicméně všechna mají jeden společný faktor, a sice zemní dno bez fólie. Hodnoty charakteristik jednotlivých jezírek jsou v Tab. 2.

**Tab. 2 – Charakteristiky jezírek na lokalitě Háj**

Jezírko	Nadmořská výška BPV (m n. m.)	Rozloha (m <sup>2</sup> )	Hloubka (cm)	Vegetace z rozlohy	Vegetace z obvodu	Sklon břehů (1:m)	Oslunění	pH	Fóliové dno
Háj 4	688	40	40	30 %	80 %	2	70 %	6,0	0
Háj 5	688	30	80	100 %	100 %	2	80 %	6,0	0
Háj 6	686	192	50	100 %	100 %	10	50 %	6,0	0
Háj 7	692	77	40	0 %	100 %	1	10 %	6,0	0
Háj 8	693	66	40	100 %	100 %	4	90 %	6,0	0
Háj 9	692	20	20	60 %	100 %	7	100 %	6,0	0
Háj 10	692	66	50	30 %	100 %	2	100 %	6,0	0
Háj 11	691	35	30	80 %	100 %	2	100 %	6,0	0
Háj 12	692	15	50	100 %	100 %	1	0 %	6,0	0
Háj 13	692	30	40	20 %	100 %	1	0 %	6,0	0
Háj 14	690	18	20	100 %	100 %	4	100 %	6,0	0
Háj 15	688	56	40	20 %	100 %	1	100 %	6,0	0
Háj 16	688	12	40	100 %	100 %	3	70 %	6,0	0

Jezírka 4, 5, 14, 15 a 16 jsou ve střední části lokality. Jejich okolí je silně podmáčené a břehy jsou hustě porostlé vegetací.

Původní rybník (jez. 6), který se nachází na spodním okraji lokality. Obsahuje značné množství vodní vegetace po téměř celé ploše. Na jaře bývá naplněn vodou z tajícího sněhu. V létě voda opadá a rozrůstá se vegetace, takže z rybníku se stává jakýsi zatopený mokřad. Na hrázi rybníka se nachází cesta tvořící zároveň těleso hráze. Přes tuto cestu voda přetéká. V této části vodoteče se nachází ale i několik hlubších louží, které mohou obojživelníci využívat pro kladení vajec. Vzhledem k užívání cesty (byť občasněmu) to může představovat určité ohrožení. Hned za hrází se nachází smrkový les.

Jezírko 7 se nachází v horní části lokality. Svým charakterem připomíná jezírka 4 a 5.

Další jezírko na horním okraji lokality je jezírko 8. Nad ním je jen březový hájek a pole. Díky tomu je právě do tohoto jezírka splachováno značné množství sedimentu a živin. Díky tomu jezírko trpí zanášením a roste v něm mnoho řas a jiných nižších vodních rostlin.

Jezírka 9, 10, 11, 12 a 13 se nacházejí za malým náspem bokem od ostatních jezírek a přibližné odtokové linie. Jsou napájena zejména z deště, popř. drobnými přítoky z okolí během jarního tání. Jezírka mají zpravidla porostlé břehy a bezprostřední okolí. Velikost jezírek je poměrně homogenní. Všechna zaujmají plochu 10–15 m<sup>2</sup>. Jen jezírko 12 má cca 1–2 m<sup>2</sup>. Díky tomu je také značně zarostlé po celé ploše. Okolí je za běžných okolností suché a rozrušené díky činnosti divokých prasat (viz výše).

### **3.3.3 Počátky**

Zdejší jezírka jsou rozmístěna buď samostatně, nebo v malých skupinkách vzdálených od sebe řádově stovky metrů. Většina jezírek se nachází v jehličnatém lese nebo na pomezí lesa a travnaté louky. Výjimku tvoří jezírka 19A-D. Ta se nacházejí v mokřině poblíž pastviny.

Hodnoty charakteristik jednotlivých jezírek jsou v Tab. 3.

**Tab. 3 – Charakteristiky jezírek na lokalitě Počátky**

Jezírko	Nadmořská výška BPV (m n. m.)	Rozloha (m <sup>2</sup> )	Hloubka (cm)	Vegetace z rozlohy	Vegetace z obvodu	Sklon břehů (1:m)	Oslunění	pH	Fóliové dno
5A	814	110	30	0 %	0 %	4	100 %	6,3	1
5B	813	20	40	0 %	0 %	0	100 %	6,3	1
6	736	36	40	30 %	100 %	0	100 %	6,3	1
7A	742	18	10	95 %	100 %	10	100 %	6,3	1
7B	742	27	20	40 %	100 %	1	100 %	6,3	1
7C	741	13	10	0 %	0 %	5	100 %	6,3	1
7D	742	35	30	90 %	100 %	1	100 %	6,3	1
7E	743	31	30	10 %	80 %	1	100 %	6,3	1
8A	756	10	30	0 %	0 %	10	100 %	6,3	1
8B	756	31	50	0 %	20 %	1	100 %	6,3	1
17	753	19	100	100 %	100 %	0,75	100 %	6,3	0
19A	756	51	40	100 %	100 %	3	100 %	6,3	0
19B	754	30	40	80 %	100 %	4	100 %	6,3	0
19C	754	42	50	25 %	60 %	2	100 %	6,3	0
19D	750	31	60	30 %	100 %	2	100 %	6,3	0
20	786	95	30	40 %	100 %	4	50 %	6,3	0
21	670	93	40	100 %	100 %	3	75 %	6,3	0
22	668	37	50	20 %	10 %	1	100 %	–	1
23	783	10	30	0 %	0 %	0	0 %	6,3	1

Jezírka 5 A-B jsou s fóliovými dny a minimem vegetace po obvodu i uvnitř. Nacházejí se hned u lesní cesty, od které jsou oddělena dřevěnou ohradou. Kolem se nacházejí jehličnaté porosty různého stáří.

Jezírko 6 má taktéž fóliové dno. Na březích neroste mnoho vegetace, ale uvnitř jezírka je mnoho vodních rostlin nevystupujících nad hladinu. V nejbližším okolí je hustý zejména travnatý porost a cíp lesa. Kolem jezírka vede polní cesta, za kterou je travnatá sečená louka. Na druhé straně za jezírkem je pastvina. Nejspíše proto je jezírko ohraničeno dřevěnou ohradou.

Jezírka 7 A-E se nacházejí v hraničním průseku. V jejich bezprostředním okolí je hustý porost tvořený trávou, ostružiním a dalšími rostlinami (zejména nízkými bylinami). Tento porost je v několika místech dosti podmáčený a tvoří se v něm

poměrně stálé louže, které mohou obojživelníkům taktéž vyhovovat. V širším okolí je vysoký jehličnatý porost. Dno všech jezírek je tvořeno fólií.

8 A-B je fóliové dvojjezíčko s holými břehy i dnem. V nejbližším okolí je hustý porost různých bylin a polní cesta. Za cestou se nachází pastvina a na druhé straně pak smrkový les.

Jezírko 17 je fóliové a má pouze v jednom rohu trs trávy, ale na jeho hladině roste mnoho vodních rostlin. Jezírko je umístěno u cesty procházející smrkovým lesem. Nedaleko jezírka se nachází mohutný skalní útvar Vysoký kámen, okolo něhož je silně vysýchavá půda.

Jezírka 19 A-D jsou v již dosti pokročilém vývoji. Nacházejí se v silně podmáčeném terénu, kam se stéká voda z okolí. Samotná jezírka jsou postavena jako zemní a jsou porostlá vegetací po celém obvodu a po většině plochy. Lokalita se nachází uvnitř luk a pastvin, ale opodál na severu a západě je smrkový les. Menší enkláva lesa se nachází i jihovýchodně od lokality.

Jezírko 20 leží dále od ostatních uvnitř listnatého remízku mezi udržovanými travnatými loukami. Až dále od jezírka jsou jehličnaté lesy a 200 – 300 m na jih málo frekventovaná silnice. Samotné jezírko má zemní dno a je po obvodu hustě porostlé. Na cca 1/3 – 1/2 plochy jezírka roste ve vodě tráva. Ve zbytku jezírka jsou buď rostliny rostoucí na dně, nebo naopak jen na hladině.

Jezírko 21 má zemní dno, které je po celém obvodu i ploše zarostlé trávou. Je tak vhodné pro druhy preferující hustou vegetaci. Na jihovýchodní straně je sečená travnatá louka a na severozápadě jehličnatý les.

Fóliové jezírko 22 se nachází v severozápadním cípu udržované travnaté louky. Mimo této louky je všude jehličnatý les.

Jezírko 23 je malá betonová nádrž vystlaná fólií. Nachází se v listnatém remízku v obhospodařované louce několik set metrů od jezírka 20. Díky listnatým stromům je v něm hodně napadaného listí a díky hustým křovinám okolo remízku je dobře chráněno před větrem.

## **4. METODIKA**

### **4.1 Období terénních prací**

Část vybudovaných vodních nádrží byla sledována již v sezóně 2010, všechny (tedy celkem 35 vodních ploch) v roce 2011 autorem této práce. Návštěvy byly realizovány od začátku dubna do konce července, tedy v době, kdy lze očekávat výskyt obojživelníků ve vodě. Během sezóny byla provedena dvě pozorování. Jen v sezóně 2010 byly některé nádrže navštíveny jen jednou, nebo byly navštíveny až později, a sice na začátku září. Jednalo se o jezírka na lokalitě Počátky. Z tohoto důvodu byla pro tato jezírka vyhodnocována pouze data za sezónu 2011.

### **4.2 Monitoring obojživelníků**

Používány byly standardizované metody monitoringu, které vycházely z návrhu metodiky vypracovávané pro potřeby jednotného monitoringu obojživelníků v rámci ČR kolektivem odborníků pod záštitou AOPK, jak je částečně prezentuje Vojar (2007). Početnost obojživelníků byla pouze řádově odhadnuta pozorováním. Takto byla odhadnuta početnost snůšek, larev i dospělců. Odchyt do podběráku byl realizován pouze cíleně za účelem determinace konkrétního jedince.

Determinace byla prováděna podle Zwacha (2009) a Nečase, Modrého a Zavadila (1997), přičemž larvální stádia čolka obecného, čolka horského a čolka hranatého byla determinována jen jako rod čolek. Latinské názvy a nomenklatura je uvedena podle Frosta a kol. (2006).

Podle vyhlášky patří téměř všechny druhy obojživelníků mezi zvláště chráněné, proto bylo za účelem výzkumu zažádáno o výjimku podle § 56 zákona č. 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění (dále jen "zákon"), ze základních podmínek ochrany zvláště chráněných živočichů daných § 50 odst. 2 zákona.

### **4.3 Zjišťování charakteristik prostředí**

Z charakteristik vodní nádrže byly zaznamenávány tyto: souřadnice GPS, nadmořská výška, rok vybudování (resp. stáří nádrže), rozloha, hloubka, % vegetace z rozlohy, % vegetace z obvodu, sklon břehů (1:m), oslunění a charakter okolního biotopu.

Označené nádrže jsem zanesl do přehledové mapy (Mapa 1) a do detailních map (Mapa 2, Mapa 3, Mapa 4).

Rozloha byla zjišťována vynásobením naměřené délky a šířky. Většina nádrží má přibližně obdélníkový tvar, a proto není třeba zjišťovat střední rozměry. Měření bylo prováděno pásmem. Výjimku tvoří rozsáhlejší jezírko Háj 6, u nějž jsem provedl odečet rozměrů z GIS.

Hloubka byla měřena v nejhlubším místě pomocí pásma.

Pokryv plochy vegetací byl odhadován v procentech. Započítávána byla veškerá vegetace zasahující do vodního sloupce.

Vegetace po obvodu byla zaznamenána jako procentuální podíl z obvodu nádrže, přičemž započítávána byla i vegetace, která nebyla v kontaktu s vodou, ale potenciálně s ní při vyšším stavu vody v kontaktu být mohla.

Sklonitost břehů byla zjišťována jako poměr převýšení a délky (1:m). Měření bylo prováděno v několika místech, z nichž byl poté vypočten jejich průměr.

Rozloha, hloubka a sklonitost břehů byly zjišťovány při první návštěvě v sezóně, kdy bylo možné očekávat maximální stav vody.

Podíl vegetace z obvodu a plochy byl zjišťován při druhé návštěvě v sezóně, kdy byla již vegetace plně rozrostlá.

Oslunění bylo zjišťováno v červnu mezi 12:00 a 14:00 SEČ.

Okolní biotopy byly zaznamenávány do vzdálenosti cca 200 m. Byly zaznamenávány všechny biotopy, které mohly výskyt obojživelníků nějak ovlivnit (resp. které byly významněji zastoupeny).

#### **4.4 Statistické zpracování dat**

Vliv zjišťovaných charakteristik prostředí na prezenci druhů byl testován zobecněnými lineárními modely. Pro každý druh byl počítán samostatný model. Přítomnost/nepřítomnost druhu byla vysvětlována proměnnou s binomickým rozdělením, charakteristiky biotopu byly vysvětlujícími proměnnými. Vzhledem k vysokému počtu vysvětlujících proměnných (osm) a relativně malému počtu sledovaných vodních ploch (35) nebylo možné v modelu testovat všechny faktory najednou a užít postupu postupného vynechávání neprůkazných faktorů (tzv.



backward selection, Crawley 2007). Proto jsem postupoval opačně (tzv. forward selection), kdy jsem do prázdného modelu postupně umisťoval a testoval významnost jednotlivých vysvětlujících proměnných. V případě průkazného výsledku byla proměnná ponechána v modelu. Pokud v modelu zůstalo více proměnných, partikulárně průkazných, provedl jsem již standardní vynechávací testy (deletion tests, Crawley 2007). Interakce mezi faktory vzhledem k počtu vodních ploch testovány nebyly. Faktory byly považovány za průkazné, pokud dosažená pravděpodobnost při delečních testech byla nižší než 0,05. Všechny výpočty byly provedeny v programu R, verze 2.15.0 (R Development Core Team, 2009).

## 5. VÝSLEDKY

### 5.1 Celkové hodnocení výskytu

Zaznamenané výskyty a jejich řádovou početnost vysvětluje Tab. 4.

Tab. 4 – Výskyty a početnosti zjištěné na jezírkách (Údaje jsou řádové, tedy 1 = jednotlivci, 10 = desítky, 100 = stovky.)

ID	Lokalita	<i>M. alpestris</i>			<i>R. temporaria</i>				<i>B. bufo</i>			
		přítomnost	larvy	dospělci	přítomnost	snůšky	pulci	dospělci	přítomnost	snůšky	pulci	dospělci
5A	Počátky	1	10	1	1	10	1	1	0	0	0	0
5B	Počátky	1	10	0	1	10	10	1	0	0	0	0
6	Počátky	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1
7A	Počátky	1	0	1	1	10	0	0	0	0	0	0
7B	Počátky	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0
7C	Počátky	0	0	0	1	0	10	0	0	0	0	0
7D	Počátky	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7E	Počátky	1	0	1	1	10	0	0	1	1	0	1
8A	Počátky	1	100	10	1	0	1	0	1	1	0	0
8B	Počátky	1	100	10	0	0	0	0	1	1	0	0
17	Počátky	1	1	10	1	0	100	1	0	0	0	0
19A	Počátky	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0
19B	Počátky	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0
19C	Počátky	0	0	0	1	10	0	1	1	0	0	1
19D	Počátky	0	0	0	1	10	0	1	1	1	0	0
20	Počátky	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0
21	Počátky	1	0	1	1	1	0	0	1	10	0	0
22	Počátky	1	0	1	1	10	0	0	0	0	0	0
23	Počátky	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Bublava 1	Bublava	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0
Bublava 2	Bublava	0	0	0	1	10	0	0	0	0	0	0
Bublava 3	Bublava	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Háj 4	Háj	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Háj 5	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Háj 6	Háj	0	0	0	1	10	0	1	1	0	0	1
Háj 7	Háj	0	0	0	1	10	1	1	0	0	0	0
Háj 8	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Háj 9	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Háj 10	Háj	1	0	1	1	10	0	1	1	0	0	1
Háj 11	Háj	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
Háj 12	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Háj 13	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Háj 14	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Háj 15	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Háj 16	Háj	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Celkem bylo nalezeno šest druhů obojživelníků: skokan hnědý (na 24 jezírkách, 69 %), ropucha obecná (na 11 jezírkách, 31 %), čolek horský (na 10 jezírkách, 29 %), čolek obecný (na 4 jezírkách, 11 %), čolek hranatý (na 1 jezírku, 3 %) a „zelený skokan“ (na 1 jezírku, 3 %). Je evidentní, že počty nálezů čolka obecného, čolka hranatého a „zeleného skokana“ nejsou dostačující pro jakékoliv statistické zpracování, a proto je ani neuvádím v Tab. 4. Malá početnost čolka obecného je vzhledem k nadmořské výšce jezírek pochopitelná (preferuje spíše nížiny, viz 3.2.3). Čolek hranatý je druh u nás vzácný, což může být důvodem malého počtu jeho nálezů. Nález „zeleného skokana“ považuji vzhledem k dostupným informacím (Moravec 1994, data AOPK 2012) jen za náhodný výskyt.

Obsazenost jezírek by se také dala rozdělit podle hodnot jejich charakteristik (viz Graf 1-8). Grafy ukazují, kolik jezírek s danou hodnotou parametru bylo obsazeno. Nejvyšší procentuální hodnotu pro jednotlivé charakteristiky u každého druhu ilustruje Tab. 5.

**Tab. 5 – Hodnoty charakteristik s nejčastějším výskytem obojživelníků**

druh	rozloha (m <sup>2</sup> )	hloubka (cm)	vegetace z rozlohy	vegetace po obvodu	oslunění	sklon břehů (1:m)	typ dna	m n. m.
<b>Čolek horský</b>	100-120	80-00	do 20	do 20	80-100	8-10	fóliové	800-820
	50,0 %	100,0 %	50,0 %	71,4 %	36,0 %	66,7 %	58,3 %	100,0 %
<b>Skokan hnědý</b>	nad 80	80-100	60-80	40-60	40-60	nelze určit	fóliové	nelze určit
	100,0 %	100,0 %	100,0 %	100,0 %	100,0 %	100,0 %	83,3 %	100,0 %
<b>Ropucha obecná</b>	nad 120	40-80	20-40	40-80	60-80	8-10	fóliové	720-740
	100,0 %	71,4 %	62,5 %	100,0 %	75,0 %	66,7 %	33,3 %	100,0 %

## **5.2 Analýza vlivu charakteristik prostředí na jednotlivé druhy obojživelníků**

### **5.2.1 Čolek horský**

Výsledky analýz charakteristik u čolka horského pomocí zobecněného lineárního modelu popisuje tab. 6.

**Tab. 6 – Tabulka analýz faktorů u čolka horského (df – počet stupňů volnosti daného faktoru, dev – deviance (vysvětlená variabilita daným faktorem), res. Df – residuální počet stupňů volnosti daného faktoru, res. dev. – zbývající variabilita, p – dosažená hodnota pravděpodobnosti, null – nulový model; jedná se o výsledky forward selection)**

faktor	df	dev	res. Df	res. dev.	p
<b>null</b>			34	41,8790	
nadmořská výška	1	2,4800	33	39,3950	0,1151
rozloha	1	0,0568	33	41,8220	0,8117
hloubka	1	0,2955	33	41,5830	0,5867
vegetace obvod	1	6,7852	33	35,0940	<b>0,0092</b>
vegetace plocha	1	1,2262	33	40,6530	0,2682
sklon břehů	1	0,2179	33	41,6610	0,6407
oslunění	1	4,5358	33	37,3430	<b>0,0332</b>
fóliové dno	1	7,7665	33	34,1120	<b>0,0053</b>

Z analýzy jednotlivých faktorů vyplývá, že samostatně jsou průkazné jen tyto tři charakteristiky: vegetace po obvodu, oslunění a typ dna. Pokud by tedy tyto tři faktory působily samostatně, bylo by možné říci, že čolek horský preferuje jezírka s malým podílem obvodové vegetace (do 20 %), nebo dobře osluněné (80-100 %), nebo s fóliovým dnem. Dále byl vytvořen model jen s těmito třemi průkaznými faktory a tento model zjednodušován delečními/vynechávacími testy, resp. byla významnost každé z těchto tří proměnných testována jejím umístěním na konec v modelu.

Bylo zjištěno, že proměnné vegetace a typ dna (přítomnost a nepřítomnost fólie) se velmi ovlivňují – logicky na jezírkách s fólií bylo vegetace mnohem méně, zpravidla žádná. Proto byl faktor typ dna z modelu vynechán a dále testován jen efekt vegetace a oslunění. Obě sledované charakteristiky byly průkazné, měly tedy vliv na přítomnost čolka horského – oslunění ( $p = 0,0332$ ) i přítomnost vegetace ( $p = 0,0092$ ). Lze shrnout, že čolek horský preferoval jezírka s malým podílem obvodové vegetace (do 20%) a dobře osluněné (80-100%).

### 5.2.2 Skokan hnědý

Při analýzách charakteristik u skokana hnědého (viz Tab. 7) bylo dosaženo průkazné hodnoty pravděpodobnosti jen u nadmořské výšky ( $p = 0,0101$ ). Hodnotě  $p \leq 0,05$  se jen přiblížily rozloha ( $p = 0,0973$ ) a vegetace v ploše ( $p = 0,0650$ ). U nadmořské výšky je nutno znovu upozornit na nepříliš velké rozdíly v ní, které činí maximálně 146 m.

**Tab. 7 – Tabulka analýz faktorů u skokana hnědého**

faktor	df	dev	res. Df	res. dev.	p
<b>null</b>			34	43,5740	
nadmořská výška	1	6,6105	33	36,9640	<b>0,0101</b>
rozloha	1	2,7493	33	40,8250	0,0973
hloubka	1	0,0182	33	43,5560	0,8926
vegetace obvod	1	1,9223	33	41,6520	0,1656
vegetace plocha	1	3,4060	33	40,1680	0,0650
sklon břehů	1	0,5522	33	43,0220	0,4574
oslunění	1	1,2277	33	42,3460	0,2679
fóliové dno	1	1,9715	33	41,6030	0,1603
nadmořská výška + vegetace plocha	1	1,4659	32	35,4980	0,2259
vegetace plocha + nadmořská výška	1	4,6704	32	35,4980	<b>0,0307</b>

Na základě testů jednotlivých hlavních proměnných byly do testovaného modelu vybrány charakteristiky podíl vegetace a nadmořská výška. Zatímco zastoupení vegetace nemělo průkazný vliv na přítomnost skokana ( $p = 0,0650$ ), efekt nadmořské výšky byl průkazný ( $p = 0,0101$ ). Průkazná hodnota pravděpodobnosti byla zjištěna jen u modelu s pořadím faktorů vegetace plocha + nadmořská výška ( $p = 0,0307$ ).

### 5.2.3 Ropucha obecná

U ropuchy obecné nebylo ani u jednoho faktoru dosaženo hodnoty pravděpodobnosti  $p \leq 0,05$ , ani hodnoty blízké, což znamená, že žádný ze sledovaných faktorů neměl vliv na její přítomnost (viz Tab. 8).

**Tab. 8 – Tabulka analýz charakteristik u ropuchy obecné**

faktor	df	dev	res. Df	res. dev.	p
<b>null</b>			34	43,5740	
nadmořská výška	1	0,1614	33	43,4130	0,6879
rozloha	1	0,9435	33	42,6310	0,3314
hloubka	1	0,2756	33	43,2990	0,5996
vegetace obvod	1	0,0531	33	43,5210	0,8177
vegetace plocha	1	0,5898	33	42,9840	0,4425
sklon břehů	1	0,1327	33	43,4410	0,7156
oslunění	1	1,0639	33	42,5100	0,3023
fóliové dno	1	0,0306	33	43,5430	0,8612

## 6. DISKUSE

### 6.1 Diskuse metodiky

Při monitoringu společenstev se běžně používají tyto tři metody: (i) metoda kombinace liniových zábran a zemních padacích pastí, (ii) metody založené na obchůzce lokality nebo její části spojené s akustickým, vizuálním sčítáním a (iii) metody založené na prolovení nádrže nebo její části (bližší popis viz 2.5.2.3). V této práci byl vzhledem k mým omezeným možnostem, zhoršené přístupnosti a rozptýlenosti jezírek na lokalitě Počátky prováděn monitoring metodou (ii) a jen v případě nutnosti, za účelem determinace, byl prováděn i odchyt do podběráku.

Sledováno bylo 35 jezírek. Je to výrazně méně, než se objevuje u jiných autorů. Např. Stumpel a van der Voet (1998) sledovali 133 vodních ploch, Baker a Halliday (1999) 78 ploch, Petranka a kol. (2003a) 155 ploch a Loman a Andersson (2007) 120 ploch. Zvýšení přesnosti a hodnověrnosti by rozhodně mohlo přinést pokračování monitoringu a získání dalších dat z více lokalit.

Řada prací, zabývajících se výskytem několika druhů obojživelníků na větším množství lokalit, zaznamenávala jen údaje o prezenci, resp. absenci druhů (Baker a Halliday 1999, Bosch a Martínez–Solano 2003, Ficetola a De Bernardi 2004, Stumpel a van der Voet 1998). V této práci, na rozdíl od jmenovaných, byly zaznamenávány i údaje o řádové početnosti. Tato data však nebyla vyhodnocena. K tomu se chystám až ve své diplomové práci.

Pro komplexnější pohled by jistě bylo vhodné uvažovat i charakteristiky nejen první úrovně (vlastního vodního biotopu), jako to udělali např. Baker a Halliday (1999), Stumpel a van der Voet (1998), nebo Handl (2006), Kopecký a kol. (2010), I této problematice bych se mimo jiné chtěl rovněž věnovat ve své budoucí diplomové práci.

Při výběru sledovaných charakteristik mi byli za vzor Stumpel a van der Voet (1998), Baker a Halliday (1999), Bosch a Martínez–Solano (2003), Petranka a kol. (2003a), Ficetola a De Bernardi (2004) a doporučení, která uvádí Vojar (2007).

Na rozdíl od jiných autorů (např. Stumpel a van der Voet 1998, Ficetola a De Bernardi 2004) jsem nemusel řešit, zda dělit vegetaci na vegetaci břehu a vegetaci hladiny, nebo na litorální, plovoucí a submerzní (ponořenou). Na jezírkách se

plovoucí vegetace prakticky nevyskytovala. Prováděl jsem tedy pouze dělení na vegetaci břehovou a vegetaci v ploše, což v důsledku připomíná spíše studii, kterou provedli Stumpel a van der Voet (1998).

## 6.2 Diskuse výsledků

### 6.2.1 Obsazení nádrží a druhové zastoupení

Podíl jezírek, ve kterých byla zaznamenána prezenze, či dokonce rozmnožování obojživelníků (74 %, resp. 69 %), se mi jeví jako dostatečný důkaz o úspěšnosti výstavby umělých jezírek. Jiní autoři u podobných prací považují za dostatek hodnoty přítomnosti 80% (Handl 2006, Stumpel a van der Voet 1998), či jen 65 % (Baker a Halliday 1999).

Na zkoumaném území bylo očekáváno devět druhů obojživelníků (Moravec 1994). Tento údaj byl však pouze orientační, neboť vycházel z prezenze druhů v příslušném faunistickém čtverci. Lze tedy spíše počítat s konkrétnějším údajem o pěti vyskytujících se druzích (jmenovitě čolek horský, čolek obecný, čolek hranatý, skokan hnědý a ropucha obecná) (data AOPK 2012). Všechny z těchto pěti druhů byly také nalezeny, byť někdy jen sporadicky (čolek obecný – čtyři nálezy, čolek hranatý – jeden nález). Navíc byl učiněn i jeden nález druhu, který očekáván nebyl, a sice skokana rodu *Pelophylax*. Jednalo se však jen o jeden nález dospělého na jezírku Hájk 10. U obou čolků lze mluvit o potvrzení jejich výskytu v oblasti (Zavadil a Kolman 1990, Moravec 1994), ale získaných dat je příliš málo pro další zpracování. Pokud jde o skokana *Pelophylax*, nelze jeho nález prozatím chápat jinak než jako náhodný výskyt (Moravec 1994). Malá početnost čolka obecného a čolka hranatého je poměrně snadno vysvětlitelná. Zwach (2009) uvádí, že od 700 m n. m. se čolek obecný vyskytuje jen zřídka a v malých počtech. Uvědomíme-li si, že všechna jezírka se nacházejí ve výškovém rozpětí 668–814 m n. m., je tento výsledek celkem pochopitelný. Čolek hranatý je v rámci ČR i v rámci oblasti Kraslicka poměrně vzácným druhem, o kterém je k dispozici jen málo údajů o výskytech (Zavadil a Kolman 1990, data AOPK 2012). Stumpel a van der Voet (1998) učinili v Nizozemí nález devíti druhů, Rannap a kol. (2009) sedmi druhů v Estonsku a Baker a Halliday (1999) čtyř druhů ve Velké Británii. Tyto studie se však zásadně lišily v následujících ohledech: (i) rozsahem zkoumané plochy, (ii) umístěním zkoumané plochy, (iii) podnebím panujícím v oblasti a (iv) potenciálem tamní fauny.

Znovu bych zde chtěl zdůraznit, že lokalita Počátky nebyla sledována po stejnou dobu jako ostatní lokality, proto nelze takto získaným datům přisuzovat stejnou váhu jako ostatním.

### 6.2.2 Vliv charakteristik prostředí

U **čolka horského** bylo zjištěno, že preferuje jezírka s malým podílem vegetace a zároveň dobře osluněná. Toto zjištění koresponduje s tím, co o čolku horském uvádějí ostatní autoři. O toleranci nebo i preferenci holého dna se zmiňují např. Stumpel a van der Voet (1998), Mikátová a Vlašín (2002), nebo Zavadil a kol. (2011). Ti samí autoři nicméně nepřiznávají takový vliv oslunění jezírka. Zmiňují sice určité upřednostňování osluněných míst na výše položených lokalitách, ale zároveň uvádějí, že čolek horský bez problémů žije i na zastíněných stanovištích.

**Skokan hnědý** byl při vyhodnocování dat označen za druh, pro něhož je důležitá nadmořská výška. Vzhledem k malému výškovému rozpětí zkoumaných jezírek (146 m) nelze říci, jaké nadmořské výšky skokan hnědý preferuje. Tento fakt zároveň poněkud podkopává důvěryhodnost tohoto údaje, což potvrzují i Mikátová a Vlašín (2002) a Zavadil a kol. (2011), kteří ve spojitosti se skokanem hnědým hovoří dokonce o výrazné toleranci k nadmořské výšce. Jako téměř průkazné ( $p = 0,0544$ ) se ukázaly být údaje o výskytu skokana hnědého v jezírkách o velikosti nad  $80 \text{ m}^2$  a s vysokým podílem vodní vegetace. Pokud jde o velikost jezírek, pak ti samí autoři se opět zmiňují o široké toleranci (od malých louží až po zatopené lomy). Je nutno znovu zdůraznit, že tyto údaje již byly za hranicí  $p \leq 0,05$  a že z vlastních pozorování vím, že skokan hnědý je schopen naklást vejce i do vyjeté koleje na cestě. Podíl vodní vegetace autoři nijak významněji neřeší. Předpokládám tedy, že pro skokana hnědého podle nich nehraje roli. Je pravda, že o těchto údajích lze říci totéž co o údajích o velikosti jezírek – byly za hranicí  $p \leq 0,05$ , a větší počty snůšek byly nalezeny i ve zcela holých jezírkách. Výsledky lze proto přisoudit spíše způsobu statistického zpracování dat, popř. mírnému vybočení z průměru. Celkově lze ale říci, že skokan hnědý obhájil svou pověst, jakožto velmi tolerantní druh k vodnímu stanovišti.

U **ropuchy obecné** se nepodařilo získat průkazné údaje, a tudíž není co s ostatními autory konfrontovat.



## **6.2.3 Zhodnocení provedených managementových opatření a významu jednotlivých ploch**

### **6.2.3.1 Bublava a Háj**

Lokality Bublava a Háj byly potvrzeny prozatím jen jako místa rozmnožování skokana hnědého, a sice díky nalezeným snůškám. Pouze na lokalitě Háj bylo učiněno několik nálezů dospělců jiných druhů (ropucha obecná, čolek horský, čolek obecný a „zelený skokan“). Šlo však jen o nálezy jednotlivců, což k prokázání rozmnožování rozhodně nestačí. Objevuje se zde také problém se splachy z okolních polí. S vodou, která přitéká melioračními strouhami, připlouvají také sedimenty a zemědělská hnojiva. Zvláště patrné je zanášení a eutrofizace u jezírka Háj 8 (viz Foto 1). U něj nelze v horizontu několika let vyloučit úplné zanesení. Naštěstí pravděpodobně funguje zbytek lokality jako kořenová čistírna, a tak je voda na jejím dolním konci již čistá a eutrofizace tam není patrná.

Tyto splachy by mohly být nebezpečné zvláště v kontextu s vyvázkou chlévské mrvy, která byla poblíž jezírek nalezena 4. 9. 2010 a je dokonce vidět na příloze Mapa 2. Celá věc byla sice ohlášena MěÚ Kraslice a vyvážka byla následně odstraněna, ale ke smyvu a vsaku znečištění přesto došlo. Svědčí o tom i rozbujelá vegetace na místě vyvážky.

### **6.2.3.2 Počátky**

Lokalita Počátky je mnohem členitější a rozsáhlejší než ostatní, proto i využívanost zdejších jezírek je různá.

U jezírek 5A a 5B bylo sledováno rozmnožování skokana hnědého (snůšky a pulci) a čolka horského (larvy). Jedná se o vzhledem k ostatním vysoko postavená jezírka (814, resp. 813 m n. m.), díky čemuž je prezence čolka horského pochopitelná (Mikátová a Vlašín 2002, Zwach 2009).

V jezírku 6 bylo zaznamenáno rozmnožování skokana hnědého a ropuchy obecné. Nicméně na cestě v bezprostředním sousedství s jezírkem se nachází cca 10 cm hluboká kaluž, kterou skokani hnědí také využívají pro rozmnožování (viz Foto 2). Vzhledem k občasné automobilové dopravě to rozhodně nelze považovat za vyhovující stav. Vzhledem k dobytku na okolních pastvinách musím ocenit i

dřevěnou ohradu, která je kolem jezírka postavena. Poskytuje obojživelníkům klid před vniknutím větších zvířat (zde zejména krav).

V jezírkách 7A-E bylo pozorováno rozmnožování skokana hnědého (snůšky, pulci). Čolek horský měl zastoupení v podobě jednotlivců na jezírkách 7A a 7E. To samozřejmě za důkaz rozmnožování považovat nelze. U ropuchy obecné bylo zaznamenáno rozmnožování, nicméně jednalo se jen o jednotlivé snůšky na jezírku 7E.

U jezírek 8A a 8B bylo zjištěno hojné využívání čolkem horským k rozmnožování. Vzhledem k nálezu stovek larev a desítek jedinců se domnívám, že lze hovořit o prokázaném rozmnožování. O rozmnožování se jednalo i u skokana hnědého (snůšky, pulci) a ropuchy obecné (snůšky).

Jezírko 17 tvoří mezi ostatními výjimku, pokud jde o vodní vegetaci. V kapitole 6.1 je hovořeno o způsobech dělení vodní vegetace se závěrem, že není nutné v podmínkách zkoumaných jezírek řešit plovoucí vegetaci. Toto jezírko je výjimkou v tom, že jako jediné je pokryto plovoucí vegetací a to ze 100%. V tomto jezírku bylo evidentní rozmnožování čolka horského a čolka obecného. Nacházely se zde řádově desítky dospělců a jednotlivé larvy. Vzhledem k tomuto evidentnímu nepoměru je možné, že právě probíhalo rozmnožování. Lze tedy myslím oprávněně uvažovat o tom, že čolci berou plovoucí vegetaci jako jakýsi „zelený strop“, pod nímž se cítí bezpečně. Mimo čolků se zde rozmnožují i skokani, jejichž pulci se zde vyskytují v řádu stovek.

V jezírkách 19A-D byly pozorovány důkazy o rozmnožování skokana hnědého v podobě jeho snůšek. U ropuchy obecné bylo také zaznamenáno rozmnožování, ale jednalo se jen o jednotlivé snůšky na jezírku 19D. Za důležité považuji vzpomenout nález čolka hranatého na jezírku 19A (viz Foto 3–5). Už vzhledem k tomuto faktu nelze považovat za vyhovující stav, že toto jezírko používá jako napajedlo okolo se pasoucí dobytek (viz Foto 6 a 7).

Na jezírku 20 bylo zaznamenáno rozmnožování a výskyt obecně jen u skokana hnědého. Jezírko je dobře chráněno okolními stromy a křovinami a zároveň je jeho jedna polovina dobře osluněná. Jedinou potenciální hrozbu spatřuji v případném průniku termínů sečení okolních pastvin tahu dospělců nebo juvenilů.

Vzhledem k husté vegetaci na jezírku 21 by se zde dalo očekávat rozmnožování čolků, to se ale nepotvrdilo. Byly zde však pozorovány důkazy o rozmnožování ropuchy obecné, která zde měla desítky snůšek. V menší míře zde byly zastoupeny i snůšky skokana hnědého.

Jezírko 22 bylo velmi problematické vzhledem ke svým tendencím k vysychání. Jako zvláště nebezpečný se mi tento fakt jeví vzhledem k tomu, že zde bylo nalezeno několik desítek snůšek skokana hnědého. Ty však byly v již prakticky suchém prostředí. (viz Foto 8)

V jezírku 23 byly nalezeny spíše sporadické známky o výskytu, resp. rozmnožování. Byl zde učiněn nález pouze jedné malé snůšky skokana hnědého a několika pulců. Při jedné návštěvě byl nalezen i dospělec, ale i přesto nelze toto jezírko považovat za vhodné k rozmnožování. Je zcela zastíněno a má kolmé břehy. Nejlépe o tom vypovídá Foto 9. I přes tato negativa je toto jezírko vedeno u MěÚ Kraslice jako zimoviště. To je na druhou stranu pochopitelné, neboť okolní porost tlumí poryvy větru a částečně je schopen vykompenzovat teplotní výkyvy.

#### **6.2.4 Návrh managementu**

Vystavěná jezírka podle mě zatím nepotřebují žádnou zvláštní ochranu ve formě chráněných území. Prozatím bych jen nedoporučoval žádnou rozsáhlou popularizaci (televize, tištěná periodika) nálezů čolka hranatého na lokalitě Počátky a stanoviště rosnatek okrouhlostých na lokalitě Háj. Předejde se tak nájezdům amatérských chovatelů, resp. pěstitelů. Bohužel se již v minulosti takovéto „sběratelské nájezdy“ zacílené na čolky odehrály. (Hejkal in verb)

Na lokalitě Háj by však byla vzhledem ke zmíněným splachům vhodná úprava hospodaření na okolních polích. Jako konkrétní řešení se nabízí např. změna osevního postupu, pásové střídání plodin, anebo vrstevnicové obdělávání. Další možností je úprava okolních odvodňovacích struh. Teoreticky je také možné ponechat stávající stav a využívat jezírko Háj 8 jako usazovací nádrž. Pak je ale třeba počítat s nutností jeho občasného odbahňování. Pokud jde o půdu znečištěnou mrvou, bylo by na místě uvažovat o jejím odtěžení, aby se zabránilo splachům zbytků znečištění do jezírek.

Na lokalitě Počátky doporučuji další sledování jezírka 22. Pokud se i v dalších letech potvrdí jeho vysychání ještě v době, kdy se v něm nalézají žabí snůšky, bylo by patrně na místě uvažovat buďto o jeho přestavbě, nebo o jeho zasypání. U jezírka 19A, kde jsem našel čolka hranatého, shledávám jako nežádoucí využívání tohoto jezírka dobyt看 jakožto napajedla. Tento stav by se dal snadno napravit výstavbou dřevěné ohrady kolem celé skupiny 19 A-D podobně, jako je tomu u jezírka 6 (viz Foto 10). Z celkového hlediska bych na lokalitě Počátky doporučoval výstavbu dalších jezírek. Tato by ale měla být umístěna směrem k obci Hraničná, kde byl čolek hranatý původně nalezen a kde se prováděl i transfer jeho vajec na nově vybudované lokality. (Rozínek in verb, Hejkal in verb)

Lokalita Bublava se mi jeví jako dobře samostatně fungující. Sice jsem na ní učinil jen nález snůšek skokana hnědého, nicméně jezírka mají stabilní přísun vody, nezanášejí se a za elektrickým ohradníkem jsou dostatečně chráněná. Prozatím je tedy lze brát jako kvalitní stanoviště skokana hnědého bez nutnosti zásahu.

## 7. ZÁVĚR

V sezónách 2010 a 2011 byl v období od března do konce července proveden monitoring obojživelníků na 35 uměle vytvořených vodních plochách na Kraslicku (okres Sokolov). Jezírka jsou rozmístěna ve třech lokalitách nazvaných podle blízkých obcí Háj, Bublava a Počátky. U každého jezírka byla zjišťována přítomnost a početnost obojživelníků a charakteristiky vodního biotopu (hloubka, vegetace apod.).

Celkem bylo na zkoumaných lokalitách zaznamenáno šest druhů obojživelníků: skokan hnědý (24 lokalit), ropucha obecná (11 lokalit), čolek horský (10 lokalit), čolek obecný (čtyři lokality), čolek hranatý (jedna lokalita) a „zelený skokan“ (jedna lokalita).

Maximální počet druhů zjištěný na jednom stanovišti byl pět a to na jezírku Háj 10, kde se nacházeli čolek horský, čolek obecný, skokan hnědý, ropucha obecná a „zelený skokan“. Je však nutno poznamenat, že kromě skokana hnědého a ropuchy obecné se jednalo jen o nálezy jednotlivců, které se již neopakovaly.

Pomocí zobecněného lineárního modelu byl zjišťován vliv charakteristik prostředí na přítomnost jednotlivých druhů. U čolka horského se jako preferovaná ukázala kombinace malého podílu obvodové vegetace a vysokého oslunění. U skokana hnědého byla zjištěna preference rozlohy nad 80 m<sup>2</sup> a plošné vegetace 60 – 80%. Pro ropuchu obecnou se nepodařilo získat přesvědčivé údaje a nelze tak určit pro ni klíčové vlastnosti prostředí.

Při výstavbě dalších jezírek bude nutno brát na zřetel, pro které druhy budou tyto biotopy určeny, neboť požadavky sledovaných druhů se vzájemně vylučují. U čolka horského byly zaznamenány preference k nádržím s malým podílem obvodové vegetace, který ovšem silně koreluje s použitím fóliového dna. Skokan hnědý naproti tomu preferuje spíše nádrže s vysokým podílem vegetace v ploše, což je na fóliovém dnu prakticky vyloučené. Nicméně skokaní snůšky byly zaznamenány i v jezírkách s holým fóliovým dnem, takže o úplnou segregaci patrně nepůjde. Otázkou však je, jak nyní již známé požadavky těchto dvou druhů skloubit s prozatím neprozkoumanými požadavky dalších nalezených druhů, a to zejména čolka hranatého.

V dalších studiích bych doporučoval pokračovat ve sledování zde zkoumaných lokalit za účelem zvýšení kvality i kvantity získaných dat. Dále doporučuji rozšířit spektrum zkoumaných charakteristik i na charakteristiky terestrického prostředí a vzájemnou konstelaci jezírek. Umožní to lepší návrh dalších managementových opatření v oblasti za účelem ochrany obojživelníků, zejména u nás vzácného čolka hranatého.

## 8. POUŽITÁ LITERATURA

- **BAKER, John a Tim R. HALLIDAY 1999:** Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *The Herpetological Journal*. roč. 9, č. 2, s. 55–63. ISSN 0268–0130.
- **BAKER, John, Trevor BEEBEE, John BUCKLEY, Tony GENT a David ORCHARD 2011:** *Amphibian habitat management handbook*. Bournemouth: Amphibian and Reptile Conservation, 69 s. ISBN 978–095–6671–714.
- **BERGER, L. 1998:** Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. roč. 95, č. 15, s. 9031–9036. ISSN 00278424. DOI: 10.1073/pnas.95.15.9031. Dostupné z: <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.95.15.9031>
- **BERGER, H., M. GERSTNER, V. ZAVADIL 1997:** Ein neues Vorkommensgebiet des Fadenmolches (*Triturus h. helveticus*) am Ostrand seines Verbreitungsareals im Grenzraum Sachsen–Böhmen (Deutschland–Tschechische Republik). *Z. f. Feldherp.*, Bochum, č. 4, s. 101–113.
- **BONNET, Xavier, David PEARSON, Mitchell LADYMAN, Olivier LOURDAIS a Don BRADSHAW, 2002:** ‘Heaven’ for serpents? A mark–recapture study of tiger snakes (*Notechis scutatus*) on Carnac Island, Western Australia. *Austral Ecology*. (27), 442–450.
- **BINKLEY, C. A., B. PLESKY, K. WERNER, a S. DROEGE., 1998:** Using the visible implant fluorescent elastomer (VIE) tagging system to mark salamanders.
- **BOSCH, Jamie a Iñigo MARTÍNEZ-SOLANO 2003:** Factors Influencing Occupancy of Breeding Ponds in a Montane Amphibian Assemblage. *Journal of Herpetology*. roč. 37, č. 2.
- **BRIDGES, Christine M. a Raymond D. SEMLITSCH 2000:** Variation in pesticide tolerance among and within species of Ranidae and patterns of amphibian decline. *Conservation Biology*. roč. 14, č. 5, s. 1490–1499.
- **CLARKE, R. D., 1972:** The effect of toe–clipping on survival in Fowler’s toad (*Bufo woodhousei fowleri*). *Copeia* 1972:182–185.

- **CRAWFORD, John A. a Raymond D. SEMLITSCH 2007:** Estimation of Core Terrestrial Habitat for Stream–Breeding Salamanders and Delineation of Riparian Buffers for Protection of Biodiversity. *Conservation Biology*. roč. 21, č. 1, s. 152–158. ISSN 0888–8892. DOI: 10.1111/j.1523–1739.2006.00556.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1523–1739.2006.00556.x>
- **Crawley, M.J., 2007:** *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- **DENOËL, Mathieu a Anthony LEHRMANN 2006:** Multi–scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological conservation*. roč. 130, č. 4, s. 495–504. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.01.009. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632070600036X>
- **DENTON, Jonathan S., Susan P. HITCHINGS, Trevor J. C. BEEBEE a Antony GENT 1997:** A Recovery Program for the Natterjack Toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology*. roč. 11, č. 6, s. 1329–1338. ISSN 0888–8892. DOI: 10.1046/j.1523–1739.1997.96318.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523–1739.1997.96318.x>
- **DIXON, Alicia D., William R. COX, Edwin M. EVERHAM a David W. CEILLEY 2011:** Anurans as Biological Indicators of Restoration Success in the Greater Everglades Ecosystem. *Southeastern Naturalist*. roč. 10, č. 4, s. 629–646. ISSN 1528–7092. DOI: 10.1656/058.010.0404. Dostupné z: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1656/058.010.0404>
- **DODD JR., C. K. a R. A. SIEGEL 1991:** Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work?. *Herpetologica*. č. 47, s. 336–350. ISSN 0018–0831.
- **DONNELLY, M. A., C. GUTOAD, J. E. JUTERBOCK, a R. A. ALFORD., 1994:** Techniques for marking amphibians. In W. R. Heyer, M.A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L.–A. D. Hayek, and M. S. Foster (eds.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*, pp. 275–276. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- **DOWNES, S. 2000:** The use of wire microtags to identify small individual prey in snakes. *Amphibia–Reptilia*. č. 21, s. 126–131.
- **DUELLMAN, W. E. a L. TRUEB 1994:** *Biology of Amphibians. Second Edition*. The John Hopkins University Press, Baltimor and London.



- **DUNNING, John B., Brent J. DANIELSON a H. Ronald PULLIAM 1992:** Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*. roč. 65, č. 1, s. 169–175.
- **DUŠEK, J., 2006:** Sledování stavu biotopů a druhů z hlediska ochrany přírody. *Ochrana přírody*, 61(6): 187 – 188
- **FICETOLA, Gentile Francesco a Fiorenza DE BERNARDI 2004:** Amphibians in a human–dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*. roč. 119, č. 2, s. 219–230. ISSN 00063207. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.11.004. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320703004464>
- **FROST D. R., GRANT T., FAIVOVICH J., BAIN R. H., HAAS A., HADDAD C. F. B., DE SA R. O., CHANNING A., WILKINSON M., DONNELLAN S. C., RAXWORTHY C., CAMPBELL J. A., BLOTTO B. L., MOLER P., DREWES R. C., NUSSBAUM R. A., LYNCH J. D., GREEN D. M. a WHEELER W.C. 2006:** The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297: 1-370.
- **GAMBLE, Lloyd R., Kevin MCGARIGAL a Bradley W. COMPTON 2007:** Fidelity and dispersal in the pond–breeding amphibian, *Ambystoma opacum*: Implications for spatio–temporal population dynamics and conservation. *Biological Conservation*. roč. 139, 3–4, s. 247–257. ISSN 00063207. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.07.001. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320707002662>
- **GAMRADT, S. C. a L.B KATS. 1996:** Effect of introduced crayfish and mosquitofish on California newts. *Conservation Biology*. roč. 10, č. 4, 1155–1162.
- **GLEDHILL, David G., Philip JAMES a David H. DAVIES 2008:** Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. *Landscape Ecology*. roč. 23, č. 10, s. 1219–1230. ISSN 0921–2973. DOI: 10.1007/s10980–008–9292–x. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10980–008–9292–x>
- **GOLAY, N. a DURRER, H., 1994:** Inflammation due to toe–clipping in natterjack toads (*Bufo calamita*). *Amphibia–Reptilia* 15:81–96.

- **HANDL L. 2006:** *Osídlování nově vytvořených vodních ploch obojživelníky na území CHKO Kokořínsko*. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita, Praha (nepublikováno).
- **HANDL L. a J. VOJAR 2006:** Osídlování uměle vytvořených vodních nádrží obojživelníky na území CHKO Kokořínsko. In Bryja J. & Zukal J. (eds): *Zoologické dny Brno 2006*. Sborník abstraktů z konference 9. –10. února 2006. Ústav obratlovců AV ČR, Brno, str. 134–144.
- **HARTEL, Tibor, Szilárd NEMES, László DEMETER a Kinga ÖLLERER 2008:** Pond and landscape characteristics – which is more important for common toads (*Bufo bufo*)? A case study from central Romania. *Applied herpetology*. č. 5, s. 1–12.
- **HECNAR, Stephen J. a Robert T. M'CLOSKEY 1998:** Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *Journal of Biogeography*. roč. 25, s. 763–772.
- **HEYER W. R., DONNELLY M. A., MCDIARMID R. W., HAYEK L.–A. a FOSTER M. S. (eds) 1994:** Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, USA.
- **HERRMANN, H.L., K.J. BABBITT, M.J. BABER a R.G. CONGALTON 2005:** Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*. roč. 123, č. 2, s. 139–149. ISSN 00063207. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.05.025. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632070400432X>
- **JANOUŠEK, K. a SMUTNÝ, Z., 1990:** Čolek hranatý *Triturus helveticus* novou součástí herpetofauny Československa: *Akvárium terárium*, 33(a): 30–32 pp.
- **JOHNSON, Steve A., 2003:** Orientation and migration distances of a pond-breeding salamander (*Notophthalmus perstriatus*, Salamandridae). *Alytes*. (21), 3–22.
- **JOLY, Pierre, Claude MIAUD, Anthony LEHMANN a Odile GROLET 2001:** Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology*., roč. 15, č. 1, s. 239–248.

- **JOLY, Pierre, Claire MORAND a Aurélie COHAS 2003:** Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies*. roč. 326, č. 2, s. 132–139. ISSN 16310691. DOI: 10.1016/S1631–0691(03)00050–7. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1631069103000507>
- **JOLY, P. a O. GROLET 1996:** Colonization dynamics of new ponds, and the age structure of colonizing Alpine newts, *Triturus alpestris*. *Acta Ecologica*, roč. 17, č. 6, s. 599–608.
- **KNAPP, Roland A. 2005:** Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biological Conservation*. roč. 121, č. 2, s. 265–279. ISSN 00063207. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.05.003. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320704002009>
- **KOLMAN, P. a ZAVADIL, V., 1994:** *Triturus helveticus* – Čolek hranatý. In: Moravec a kol., Atlas rozšíření obojživelníků v České republice, 23–24 pp.
- **KOPECKÝ, Oldřich, Jiří VOJAR a Mathieu DENOËL 2010:** Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia–reptilia*. Wiesbaden: Akademische Verlagsgesellschaft, roč. 31, č. 1, s. 109–116. ISSN 0173–5373.
- **KREBS CH. J. 1998:** Ecological methodology. Second edition. Addison Wesley Longman, Inc., Menlo Park. California etc.
- **LEHTINEN, R. M. a S. M. GALATOWITSCH 2001:** Colonization of restored wetlands by amphibians in Minnesota. *The American Midland Naturalist*, roč. 145, č. 2, s. 388–396.
- **LOMAN, Jon a Gunilla ANDERSSON 2007:** Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation*. roč. 135, č. 1, s. 46–56. ISSN 00063207. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.09.017. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320706004174>
- **MALLORY, K., 1998:** Fluorescent elastomer marking of larval salamanders.
- **MARSH, D. M. a P. C. TRENHAM 2001:** Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, č. 15, s. 29–35.

- **MEASEY, G. John, David J. GOWER, Oommen V. OOMMEN a Mark WILKINSON, 2001:** METHODOLOGICAL INSIGHTS – Clarifying the effect of toe clipping on frogs with Bayesian statistics: Permanent marking of a fossorial caecilian, *Gegeneophis ramaswamii* (Amphibia: Gymnophiona: Caeciliidae). *Journal South Asian Natural History*. č. 2, s. 141–147.
- **MCCARTHY, Michael A. a Kirsten M. PARRIS, 2004:** METHODOLOGICAL INSIGHTS – Clarifying the effect of toe clipping on frogs with Bayesian statistics. *Journal of Applied Ecology*. č. 41, s. 780–786.
- **MEYER A. H., B. R. SCHMIDT a K. GROSSENBACHER 1998:** Analysis of three amphibian populations with quarter–century long time series. *The Royal Society*, č. 265, s. 523–528.
- **MIKÁTOVÁ, Blanka a Mojmir VLAŠÍN 2002:** *Ochrana obojživelníků: Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 1*. Brno: EkoCentrum Brno. ISBN 00–000000–0–0.
- **MORAVEC, J. (ed.), 1994:** Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. *Atlas of the Czech amphibians*. Národní muzeum, Praha.
- **Northwest Marine Technology, Inc., 2003:** Tagging Reptiles and Amphibians
- **Northwest Marine Technology, Inc., 2005:** Manual Elastomer Injection Systems
- **PECHMANN, Joseph H. K., David E. SCOTT, Raymond D. SEMLITSCH, Janalee P. CALDWELL, Laurie J. VITT a J. Whitfield GIBBONS 1991:** Declining Amphibian Populations: The Problem of Separating Human Impacts from Natural Fluctuations. *Science*. roč. 235, č. 5022, s. 892–895.
- **PETRANKA, James W., Caroline A. KENNEDY a Susan S. MURRAY 2003a:** Response of amphibians to restoration of a southern appalachian wetland: A long–term analysis of community dynamics. *Wetlands*. roč. 23, č. 4, s. 1030–1042.
- **PETRANKA J. W., S. S MURRAY. a C. A. KENNEDY 2003b:** Responses of amphibians to restoration of a southern Appalachian wetland: perturbations confound post–restoration assessment. *Wetlands*, roč. 23, č. 2, s. 278–290.
- **POPE, Shealagh E., Lenore FAHRIG a H. Gray MERRIAM 2000:** Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology*. roč. 81, č. 9, s. 2498–2508.

- **PRIMACK, R. B., P. KINDLMANN a J. JERSKÁKOVÁ 2001:** Biologické principy ochrany přírody. Portál, Praha.
- **RANNAP, R., A. LÕHMUS a L. BRIGGS 2009:** Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia*. roč. 634, č. 1, s. 87–95. ISSN 0018–8158. DOI: 10.1007/s10750–009–9884–8. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750–009–9884–8>
- **R Development Core Team, 2009:** *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- **RESETARITS, William J 2005:** Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. *Ecology Letters*. roč. 8, č. 5, s. 480–486. ISSN 1461023X. DOI: 10.1111/j.1461–0248.2005.00747.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461–0248.2005.00747.x>
- **SCHMIDT, Benedikt R., Michael SCHAU B a Bradley R. ANHOLT, 2002:** Why you should use capture–recapture methods when estimating survival and breeding probabilities: on bias, temporary emigration, overdispersion, and common toads. *Amphibia–Reptilia* (č. 23), 375–388.
- **SEMLITSCH, Raymond D. 2002:** Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic–Breeding Amphibians. *Conservation Biology*. roč. 16, č. 3, s. 619–629. ISSN 0888–8892. DOI: 10.1046/j.1523–1739.2002.00512.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523–1739.2002.00512.x>
- **SORENSEN, K. 2002:** Developing a monitoring protocol for *Siren* and *Amphiuma* in the Southeastern United States. Presented at the Joint Meeting of the American Elasmobranch Society, American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Herpetologists’ League, and Society for the Study of Amphibians and Reptiles.
- **STUMPEL, Anton H.P. a Hilko van der VOET 1998:** Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia–Reptilia*. č. 19, s. 125–142.
- **VOJAR, Jiří 2000:** Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa*. roč. 48, č. 1, s. 41–43.
- **VOJAR Jiří 2006:** Colonization of post–mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica*, č. 37, s. 35–40.

- **VOJAR, Jiří 2007:** *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana: doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody*. 1. vyd. Louny: Český svaz ochránců přírody, ZO Hasina Louny, 155 s. ISBN 978–80–254–0811–7 (BROŽ.).
- **ZAVADIL, Vít, Jiří SÁDLO a Jiří VOJAR (eds) 2011:** *Biotopy našich obojživelníků a jejich management*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny v ČR. ISBN 978–80–87457–18–4.
- **ZAVADIL, V. a J. MORAVEC, 2003:** Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. – Pp. 83–93, in: Plesník, J., Hanzal, V., Brejšková, L. (eds.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky, Obratlovci. – Příroda, Praha, 22 [2003], 183 pp.
- **ZAVADIL, V. a P. KOLMAN 1990:** Čolek hranatý novým druhem naší fauny. *Živa*. roč. 38, č. 5, s. 224–227.
- **ZWACH, Ivan, 2009:** Obojživelníci a plazi České republiky, Grada, Praha

## 9. PŘÍLOHY

### Seznam zkratk

- sp. – označení rodové determinace
- df – počet stupňů volnosti daného faktoru
- dev – deviance (vysvětlená variabilita daným faktorem)
- res. Df – residuální počet stupňů volnosti daného faktoru
- res. dev. – zbývající variabilita
- p – dosažená hodnota pravděpodobnosti
- null – nulový model
- jez. – jezírko

## Fotografie

Foto 1 – Eutrofizované jezírko Háj 8



Foto 2 – Snůšky skokana hnědého v louži na používané polní cestě





Foto 3 – Čolek hranatý nalezený na jezírku 19A



Foto 4 – Čolek hranatý nalezený na jezírku 19A



**Foto 5 – Ocas čolka hranatého nalezeného na jezírku 19A**



**Foto 6 – Seno nanošené dobyt看kem do jezírka 19A**



**Foto 7 – Dobyččí trus v okolí jezírka 19A**



Foto 8 – Vysychající jezírko 22



Foto 9 – Jezírko 23

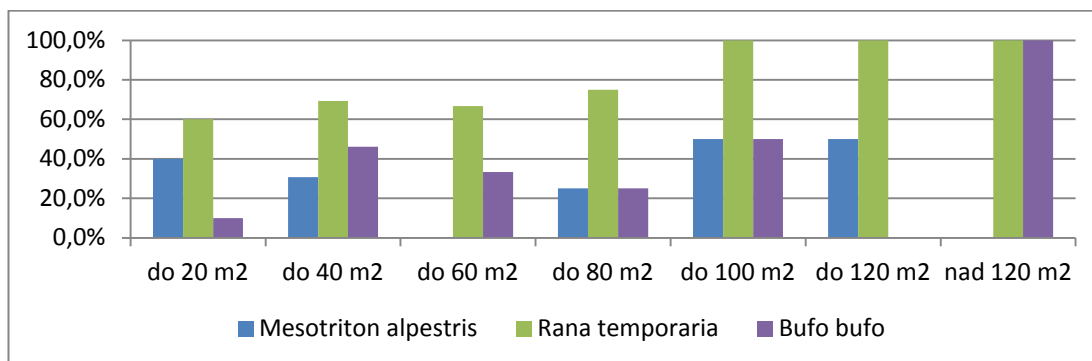


Foto 10 – Dřevěná ohrada okolo jezírka 6

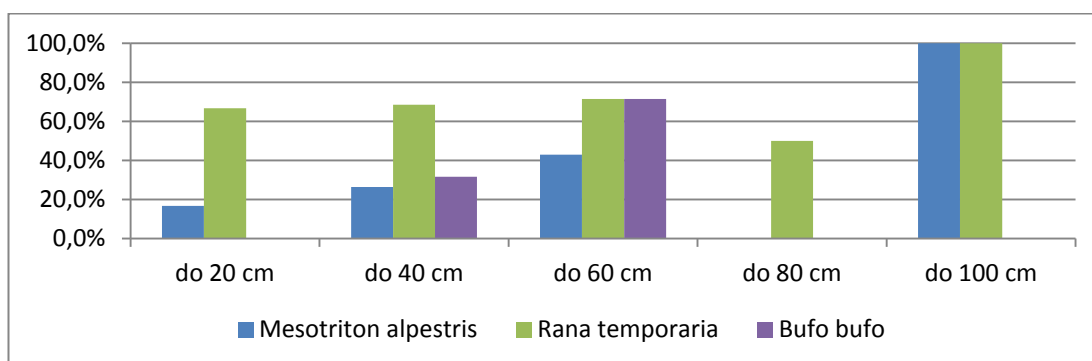


## Grafy

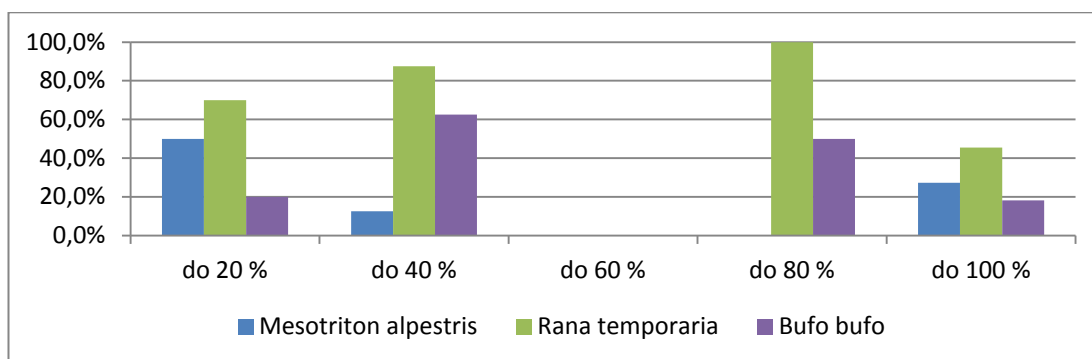
**Graf 1 – Obsazenost jezírek vzhledem k velikosti jejich plochy**



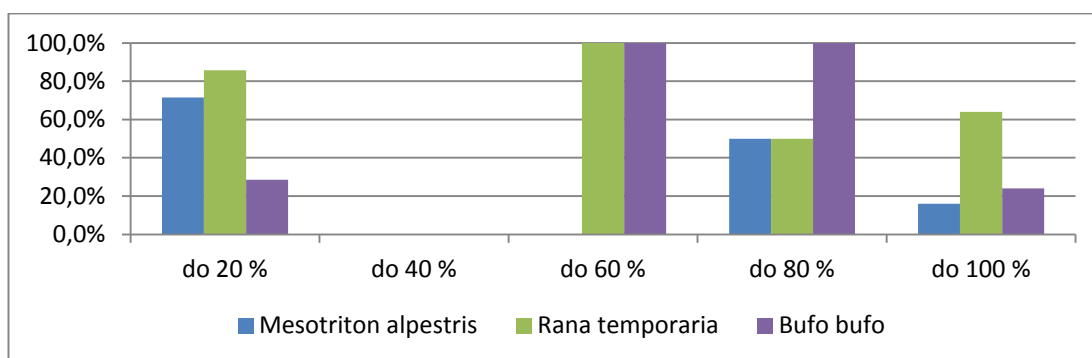
**Graf 2 – Obsazenost jezírek vzhledem k jejich hloubce**



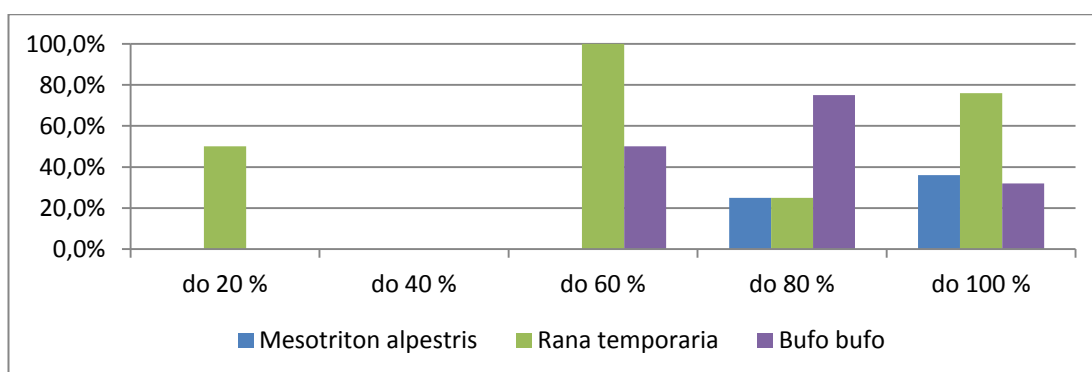
**Graf 3 – Obsazenost jezírek vzhledem k podílu vegetace v ploše**



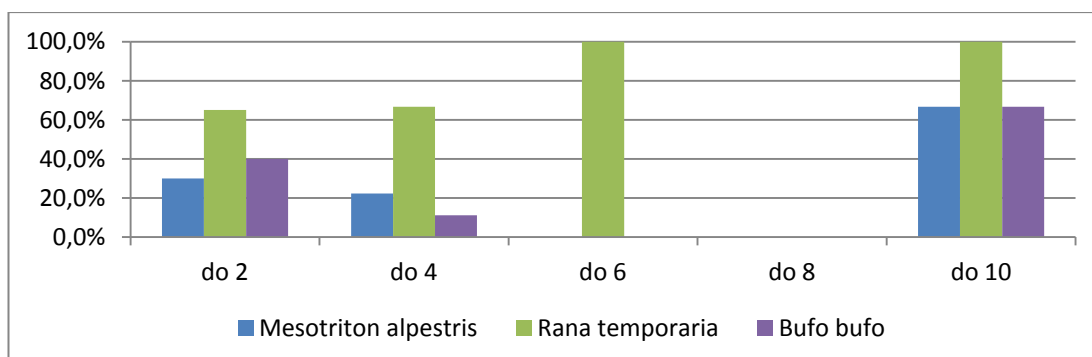
**Graf 4 – Obsazenost jezírek vzhledem k podílu vegetace po obvodu**



**Graf 5 – Obsazenost jezírek vzhledem k podílu osluněné plochy**

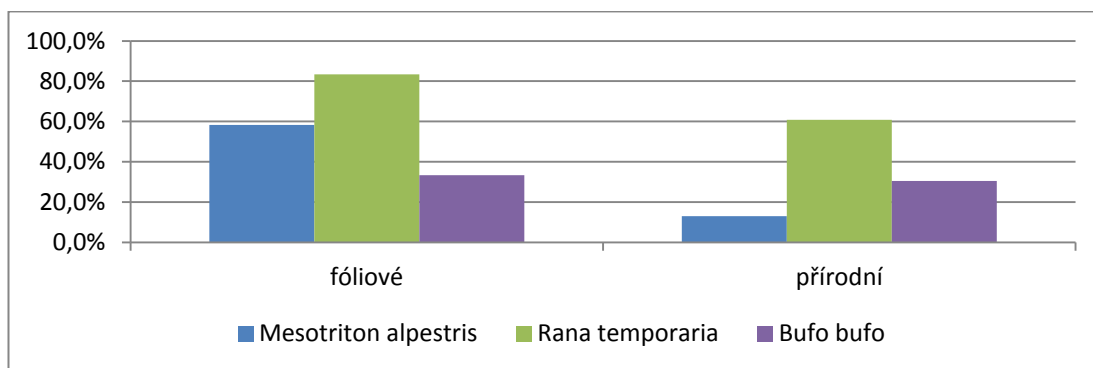


**Graf 6 – Obsazenost jezírek vzhledem ke sklonu břehů**





**Graf 7 – Obsazenost jezírek vzhledem k typu dna**



**Graf 8 – Obsazenost jezírek vzhledem k nadmořské výšce**

