

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie

**Vliv vlastností budovaných vodních  
biotopů na výskyt obojživelníků na  
Kraslicku**

**Diplomová práce**

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

Diplomant: Bc. Martin Šikola

Praha, 2014

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie  
Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Šikola Martin

Ochrana přírody

Název práce

**Vliv vlastností budovaných vodních biotopů na výskyt obojživelníků na Kraslicku**

Anglický název

**Effect of habitat features of newly created water bodies on amphibians presence in Kraslicko region**

---

### Cíle práce

Obojživelníci jsou velmi ohroženou skupinou obratlovců. Jedním z ochranných opatření je budování nových vodních ploch, coby reprodukčních biotopů. Za tímto účelem bylo v posledních letech na Kraslicku vytvořeno několik desítek drobných tůní.

Cílem práce je na základě standardního monitoringu vlastností těchto biotopů i přítomnosti obojživelníků zhodnotit, které vlastnosti prostředí budovaných vodních ploch ovlivňují druhové složení či přítomnost jednotlivých druhů obojživelníků. Na základě získaných výsledků budou navržena opatření (vhodné parametry budovaných tůní) pro zefektivnění ochranných aktivit. Byť je zpětný monitoring efektivity ochranných opatření ve světě běžný, u nás je stále opomíjen. Součástí práce bude vyhotovení literární rešerše věnované metodám studia obojživelníků a problematice zpětného monitoringu efektivity ochranných opatření u obojživelníků.

### Metodika

- 1) Vyhledání vhodných vodních biotopů (nejméně 30).
- 2) Popis vlastností vodních ploch s potenciálním vlivem na obojživelníky (velikost, hloubka, sklon břehů aj.).
- 3) Standardizovaný monitoring přítomnosti jednotlivých druhů obojživelníků po dobu tří let.
- 4) Úprava a statistické zpracování dat pomocí GLM a mnorozměrných statistických metod (CCA).
- 5) Prezentace a diskuse výsledků, návrhová opatření.

### Harmonogram zpracování

- 03/2011-07/2013 – terénní práce, shánění a studium literatury  
08/2013-12/2013 – zpracování výsledků, literární rešerše  
01/2014-04/2014 – zpracování a odevzdání diplomové práce

## Rozsah textové části

30 až 40 stran textu, přílohy dle potřeby

## Klíčová slova

ochrana obojživelníků, tvorba tůní, biotopové preference, mapování výskytu, Krušné hory, sukcese

---

## Doporučené zdroje informací

- Baker, J., Halliday, T.R. 1999: Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *The Herpetological Journal*, 9(2): 55–63.
- Baker, J., Beebee T., Buckley, J., Gent, A., Orchard, D. 2011: Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.
- Brand, B. A., Snodgrass, W. J., 2009: Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology* 1: 295–301.
- Crawley, M.J., 2007: *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Denoël, M., Lehmann, A., 2006.: Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 130, 495–504.
- Duellman, W.E., Trueb, L., 1994: *Biology of Amphibians*. 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. *Biol. Conserv.* 119, 219–230.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O., 2001: Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* 15, 239–248
- Marsh, D.M., Trenham, P.C., 2001: Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15, 40–49.
- Pekár, S., Brabec, M., 2009: *Moderní analýza biologických dat, Zobecněně lineární modely v prostředí R*. Scientia, Praha
- Petranka, J.W., Harp, E.M., Holbrook, C.T., Hamel, J.A., 2000: Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biol. Conserv.* 138, 371–380.
- Van Buskirk, J., 2005: Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86, 1936–1947.
- Zavadil, V., Sádlo, J., Vojar, J. 2011: *Biotope našich obojživelníků a jejich management*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- 

## Vedoucí práce

Vojar Jiří, Ing., Ph.D.

## Konzultant práce

Roman Rozínek

---

Elektronicky schváleno dne 18.4.2014

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 18.4.2014

**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Děkan fakulty

---

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně a za použití uvedené literatury.

V Praze dne 15. 4. 2014

.....

## PODĚKOVÁNÍ

V první řadě bych rád poděkoval **Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D.**, za odborné vedení diplomové práce, za cenné rady a připomínky v průběhu výzkumu, za poskytnutí literatury a různá doporučení pro statistické zpracování dat.

Dále bych chtěl poděkovat **AOPK ČR** za data poskytnutá z nálezové databáze.

**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 dohled.

A samozřejmě bych také rád poděkoval **RNDr. Jiřímu Hejkalovi** – vedoucímu Odboru ochrany přírody na MěÚ Kraslice, díky kterému jsem se vůbec dozvěděl o budování jezírek na Kraslicku a o stavu jejich (ne)prozkoumanosti.

## ABSTRAKT

Diplomová práce řeší osidlování umělých vodních biotopů obojživelníky na Kraslicku (okres Sokolov). Cílem byl inventarizační průzkum a popis charakteristik vodních biotopů, otestování jejich vlivu na prezenci obojživelníků a otestování vlivu sezónních změn počasí na stanovištní požadavky obojživelníků. Během sezón 2011 a 2012 byl na 35 jezírkách proveden monitoring výskytu obojživelníků a zjišťovány charakteristiky těchto vodních biotopů. Bylo zaznamenáno šest druhů obojživelníků: čolek horský (*Ichthyosaura alpestris*), čolek hranatý (*Lissotriton helveticus*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), ropucha obecná (*Bufo bufo*), skokan hnědý (*Rana temporaria*), a „zelený“ skokan (*Pelophylax* sp.). Z provedených analýz vyplývá, že čolek horský preferuje jezírka v raných sukcesních stádiích – zde simulovaná fóliovým dnem. Čolek hranatý, a zejména čolek obecný, jsou vázáni na dobře osluněná a tedy prohřátá jezírka. Tato vazba se nejvíce projevuje, pokud je na jaře chladno a deštivo, kdy se oba druhy stahují na nejvíce osluněná jezírka. U ropuchy obecné se potvrdilo, že se jedná o druh na stanoviště velmi nenáročný. Na přítomnost skokana hnědého se ukázal jako průkazný vliv nadmořské výšky, ale tento výsledek lze považovat za diskutabilní. Pro budování dalších jezírek lze u zkoumaných druhů čolků doporučit dobře osluněná místa a jezírka, která budou po co nejdelší dobu v raném sukcesním stádiu. Toho lze dosáhnout např. použitím fólie jako dna pro zpomalení zárostu vegetací. Pro zkoumané druhy žab je postačující, pokud bude v době rozmnožování a vývoje potomstva v jezírku dostatek vody.

**Klíčová slova:** stanovištní preference, biotopové preference, ochrana obojživelníků, zpětný monitoring, management, vlastnosti prostředí

## ABSTRACT

This thesis solves the colonization of artificial aquatic habitats by amphibians in the area of Kraslice (Sokolov district). The aim of the work was the inventory survey and description of the characteristics of aquatic habitats testing their impact on the attendance of amphibians and the effect of seasonal changes in weather on the habitat requirements of amphibians. During the seasons 2011 and 2012 was conducted monitoring of the occurrence of amphibians on 35 lakes and identifying characteristics of these aquatic habitats. There were recorded six kinds of amphibians: *Ichthyosaura alpestris*, *Lissotriton helveticus*, *Lissotriton vulgaris*, *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, and *Pelophylax* sp. The analysis suggests that *Ichthyosaura alpestris* prefers the lakes in the early successional stages – in this case simulated by foil bottom. *Lissotriton helveticus*, and in particular *Lissotriton vulgaris*, are bound by the sunlit and therefore well - warmed lakes. This relationship is most evident when the spring is cold and rainy when both kinds gather to the most insolated lakes. *Bufo bufo* has been found as a species very undemanding. The altitude has significant influence on *Rana temporaria*, but this result can be considered as questionable. For building of new ponds for examined species can be recommend a good insolate sites and lakes, which will be the longest period in early succession stages. This can be achieved e. g. by using foil as the bottom to slow down overgrowing of vegetation. For the investigated species of frogs, it is sufficient if at the time of reproduction and development of offspring is enough water in the pond.

**Keywords:** site preferences, habitat preferences, protection of amphibians, overhead monitoring, management, environmental characteristics

## OBSAH

<b>PODĚKOVÁNÍ</b>	<b>5</b>
<b>ABSTRAKT</b>	<b>6</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>7</b>
<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 O STANOVIŠTÍCH	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 odchyту	17
2.6 STANOVENÍ VELIKOSTI POPULACÍ	20
2.6.1 Přímé metody	21
2.6.2 Odhad početnosti (hustoty populace) založené na značení jedinců	21
2.6.3 Značení jedinců	22
<b>3. POPIS REGIONU KRASLICKO</b>	<b>24</b>
3.1 UMÍSTĚNÍ A ÚZEMNÍ ČLENĚNÍ	24
3.2 SOUHRNNÝ POPIS SLEDOVANÝCH LOKALIT	24
3.2.1 Počátky	24
3.2.1 Háj	26
3.2.2 Bublava	27
3.3 BATRACHOFAUNA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	28
3.3.1 Ropucha obecná	29
3.3.2 Skokan hnědý	29
3.3.3 Čolek hranatý	29
3.3.4 Čolek obecný	30
3.3.5 Čolek horský	30
<b>4. METODIKA</b>	<b>32</b>
4.1 OBDOBÍ TERÉNNÍCH PRACÍ	32
4.2 MONITORING OBOJŽIVELNÍKŮ	32
4.3 ZJIŠŤOVÁNÍ CHARAKTERISTIK PROSTŘEDÍ	33
4.4 METEOROLOGICKÁ DATA	34



4.4.1	Zima 2010/2011	35
4.4.2	Zima 2011/2012	35
4.4.3	Jaro 2011	36
4.4.4	Jaro 2012	36
<b>4.5</b>	<b>STATISTICKÉ ZPRACOVÁNÍ DAT</b>	<b>36</b>
<b>5.</b>	<b>VÝSLEDKY</b>	<b>38</b>
<b>5.1</b>	<b>CELKOVÉ HODNOCENÍ VÝSKYTU</b>	<b>38</b>
<b>5.2</b>	<b>ANALÝZA VZÁJEMNÝCH VZTAHŮ VLASTNOSTÍ JEZÍREK</b>	<b>38</b>
<b>5.3</b>	<b>ANALÝZA VLIVU CHARAKTERISTIK PROSTŘEDÍ NA PŘÍTOMNOST JEDNOTLIVÝCH DRUHŮ OBOJŽIVELNÍKŮ</b>	<b>40</b>
5.3.1	Čolek horský	40
5.3.2	Skokan hnědý	41
5.3.3	Ropucha obecná	41
5.3.4	Čolek obecný	42
5.3.5	Čolek hranatý	42
<b>5.4</b>	<b>ANALÝZA VLIVU POČASÍ NA STANOVIŠTNÍ PREFERENCE</b>	<b>43</b>
<b>6.</b>	<b>DISKUSE</b>	<b>46</b>
<b>6.1</b>	<b>DISKUSE METODIKY</b>	<b>46</b>
<b>6.2</b>	<b>DISKUSE VÝSLEDKŮ</b>	<b>47</b>
6.2.1	Obsazení nádrží a druhové zastoupení	47
6.2.2	Vliv charakteristik prostředí	48
6.2.3	Vliv počasí na stanovištní preference	48
<b>6.3</b>	<b>ZHODNOCENÍ PROVEDENÝCH MANAGEMENTOVÝCH OPATŘENÍ A VÝZNAMU JEDNOTLIVÝCH PLOCH</b>	<b>49</b>
6.3.1	Bublava a Háj	49
6.3.2	Počátky	49
<b>6.4</b>	<b>NÁVRH MANAGEMENTU</b>	<b>50</b>
6.4.1	Bublava	50
6.4.2	Háj	50
6.4.3	Počátky	51
<b>7.</b>	<b>ZÁVĚR</b>	<b>52</b>
<b>8.</b>	<b>POUŽITÁ LITERATURA</b>	<b>54</b>
<b>9.</b>	<b>PŘÍLOHY</b>	<b>62</b>

## 1. ÚVOD

Všechny druhy obojživelníků vyskytující se v České republice 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, jde o celosvětový problém (např. Wake 1991, Alford a Richards 1999).

Obojživelníky je tedy třeba chránit legislativně i prakticky vhodnými managementovými opatřeními. Patrně nejúčinnější jsou v tomto ohledu úpravy a tvorba nových biotopů, především vodních ploch (Mikátová a Vlašín 2002, Vojar 2007, Brand a Snodgrass 2009, Baker a kol. 2011).

Jezírka (tj. vhodné vodní plochy) je třeba budovat podle ekologických nároků cílových druhů (Vojar 2007). Obecně je důležité zejména následující: zamezit přechodu zvířat přes pozemní komunikace (Elzanowski a kol. 2009, Matos a kol. 2012), zabránit výskytu ryb v jezírkách (Pilliod a Peterson 2001, Dalbeck a Weinberg 2009), dostatečný zdroj vody a u větších jezírek diversifikace tvaru dna, půdorysu a mírný sklon břehů (Baker a kol. 2011).

Pro další podporu populací obojživelníků stavbou jezírek je třeba vědět, jak je stavět. Musíme vědět, které charakteristiky prostředí jednotlivé druhy preferují a do jaké míry jsou pro ně důležité, jinak bude výstavba probíhat naslepo a některá jezírka tak budou bezúčelná, nebo se z nich dokonce stanou ekologické pastě (Joly a Grolet 1996, Stumpel a van der Voet 1998, Baker a Halliday 1999, Lehtinen a Galatowitsch 2001, Primack a kol. 2001, Petranka a kol. 2003a, Loman a Andersson 2007). Právě z těchto důvodů je důležité provádění zpětného monitoringu jezírek, který je jedním z cílů předkládané diplomové práce.

Takto zaměřený 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 podobný projekt pochází z Floridy (USA), kde byla provedena obnova části močálů Everglades a změny v populacích obojživelníků byly použity jako indikátor úspěšnosti provedených opatření (Dixon a kol. 2011).

Od roku 1994 se umělá jezírka budují i na Kraslicku v západních Čechách (okres Sokolov). V těchto místech je tato činnost smysluplná, neboť kromě běžnějších druhů jako je skokan hnědý (*Rana temporaria*) nebo ropucha obecná (*Bufo bufo*), se

zde také vyskytují skokan krátkonohý (*Pelophylax lessonae*), čolek horský (*Ichthyosaura 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 v České republice (Zavadil a Kolman 1990).

Vodní plochy se na Kraslicku začaly budovat již před 20 lety, nicméně doposud neproběhl téměř žádný systematický monitoring. Výjimkou je pouze dvouleté sledování úspěšnosti tohoto opatření prováděné autorem diplomové práce v rámci práce bakalářské (Šíkola 2012). Konkrétním cílem tohoto sledování bylo zjistit, zdali byly vybudované nádrže obojživelníky obsazeny. Absence zpětného monitoringu obecně znemožňuje zjistit efektivitu provedených opatření a poučit se pro budoucí praxi.

Během monitoringu jsem si zejména na lokalitě Počátky povšiml sezónních rozdílů ve výskytech obojživelníků, které ale nemohly být způsobeny změnami prostředí (žádná významná stavební činnost či znečištění). Tyto změny lze tedy přisoudit počasí. Vliv počasí na výskyt obojživelníků zkoumali již Banks a Beebe (1987), Marsh a Trenham (2001) a Trumbo a kol. (2012), přičemž uvádějí, že významný vliv lze očekávat zejména na okraji areálu výskytu určitého druhu, což v tomto případě odpovídá čolku hranatému.

#### **Základní cíle diplomové práce:**

- provedení standardního monitoringu obojživelníků na 35 uměle vybudovaných nádržích na Kraslicku,
- popis charakteristik prostředí jednotlivých vodních ploch,
- popis počasí v jednotlivých sezónách monitoringu,
- statistické zhodnocení vlivu jednotlivých charakteristik prostředí na prezenci/absenci populací obojživelníků,
- zhodnocení vlivu sezónních rozdílů v počasí na stanovištní preference,
- 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**

Podle Duška (2006) je mapování nepravidelné či jednorázové zaznamenávání výskytů druhu (popř. druhů). Použito může být např. jako podklad pro rozhodování orgánů ochrany přírody či při tvorbě atlasů rozšíření druhů. Z dlouhodobého hlediska ukazují výsledky mapování změny v rozšíření druhu.

Podle téhož autora se monitoring skládá ze zjišťování početností populací a jejich systematického sledování za použití standardních metod na pevně stanovených lokalitách. Během sběru dat musí být kladen důraz na uniformitu a dlouhodobý charakter získávání kvantitativních výsledků. Typickými výsledky analýz získaných dat jsou např. údaje o populační dynamice nebo o trendech v početnostech populací (např. Salvidio 2011, Greenberg a kol. 2013, Semlitsch a kol. 2014). Je-li k dispozici dostatek reprezentativních lokalit, ilustruje provedený monitoring reálně stav populace, popř. jejího ohrožení. V praxi je u monitoringu třeba počítat s vyšší náročností na techniku, čas, organizaci, morálku a finance. Dlouhodobý monitoring je z tohoto důvodu spíše doménou státních ochrannářských a výzkumných institucí, které mají pro tyto účely mnohem lepší personální, finanční a hmotné zázemí, než jednotlivci či občanská sdružení (Dušek 2006).

### **2.2 Význam zpětného monitoringu**

Vždy po provedení rozsáhlejších managementových opatření (výstavba jezírek, transfery atd.) je potřeba provádět zpětný monitoring (Primack a kol. 2001, Semlitsch 2002) kvůli možnosti ověřit správnost použitých postupů a jejich případné aktualizace (Dodd a Seigel 1991). Zpětný monitoring může do budoucna znamenat také úsporu nákladů, neboť bez něj může docházet k provádění neúčelných, nežádoucích nebo dokonce nebezpečných managementových opatření, které znamenají nejen plýtvání finančními prostředky, ale často „zachraňovaným“ populacím spíše škodí. Důležitá je také otázka doby potřebné pro zpětný monitoring. Semlitsch (2002) doporučuje v případě transferů monitoring po dobu 5–6 let od posledního přesunu. V případech budování nových jezírek (jako v této práci) ale Loman a Andersson (2007) i Petranka a kol. (2003a) uvádějí, že je dostatečný i monitoring trvajících 2–3 roky. To je podle nich dostatečná doba pro zachycení všech

druhů a popsání společenstev. Ovšem pro kvalitní posouzení provedených opatření doporučuje Petranka a kol. (2003b) alespoň pětiletý monitoring. Denton a kol. (1997) zavádí čtyři úrovně úspěšnosti provedených opatření: (i) počáteční úspěch – zaznamenáno rozmnožování, (ii) střední úspěch – zaznamenán první návrat dospělců za účelem rozmnožování, (iii) naprostý úspěch – zaznamenán výskyt a opakované rozmnožování po dobu 5 let a (iv) selhání – dospělci nejsou po 5–10 letech zaznamenáni.

Obecně má dlouhodobý monitoring velký význam pro sledování nežádoucích mezidruhových interakcí, které popisuje Knapp (2005), či sledování populačních trendů. Značně je takto omezeno i riziko falešných výsledků (Meyer a kol. 1998, Primack a kol. 2001).

I přes evidentní důležitost zpětného monitoringu je mu u nás věnována velmi malá pozornost (Vojar 2007). Výjimkami jsou např. studie, které provedli Handl (2006), Handl a Vojar (2006), Vojar (2006). Na rozdíl od ČR je zpětný monitoring v zahraničí téměř samozřejmostí (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 o stanovištích**

Pokud mají být zjištěná data následně využita pro ochranu obojživelníků, měla by obsahovat tyto údaje:

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

Je možné uvést i některé doplňující údaje, jako např.:

- záznam v mapě,

- faunistický čtverec,
- základní charakteristiky biotopu (plocha nádrže, hloubka, rozšíření litorální a ponořené vegetace v %, převažující charakter okolního biotopu – les, louka, pole apod.),
- pohlaví zjištěných jedinců,
- stav současné ochrany,
- popis případných ohrožení,
- vzdálenost k další nejbližší vodní ploše (Vojar 2007, Kolektiv 2011a, 2011b).

## 2.4 Význam charakteristik prostředí pro obojživelníky

Prostředí využívané obojživelníky lze popisovat na třech úrovních (Pope a kol. 2000, Joly a kol. 2001).

**První úroveň** popisuje jen vlastnosti vodní plochy, tedy reprodukčního biotopu (Denoël a Lehmann 2006). Na této úrovni se běžně zkoumá např. vliv zastoupení vodní vegetace (Joly a kol. 2001), přítomnost dalších druhů (Gamradt a Kats 1996, Knapp 2005), míra kontaminace (Bridges a Semlitsch 2000) a hloubka vody (Hecnar a M'Closkey 1998).

**Druhá úroveň** popisuje charakter terestrického prostředí okolo nádrže (Denoël a Lehmann 2006). Ten je podstatný během hibernace, migrace za účelem rozmnožování (Hermann a kol. 2005), nebo při přesunu mezi stanovišti za zdroji (Dunning a kol. 1992). Rádus takto zkoumaného území se v různých studiích liší. Denoël a Lehmann (2006) používali rádus 1260 m. Hermann a kol. (2005) analyzovali více zón od poloměru 100 m až po 2 km.

**Třetí úroveň** je tvořena počtem a obsazeností nádrží sledovaným druhem a vlivem tohoto faktoru na tvorbu a fungování metapopulačních struktur (Pope a kol. 2000, Joly a kol. 2001). Druhovú diverzitu a početnost obojživelníků, vodních rostlin a bezobratlých může být ovlivněna denzitou jezírek (Gledhill a kol. 2008). Metapopulační charakteristiky mohou být ale někdy upozaděny charakteristikami prvního stupně (Resetarits 2005).

Bradley a kol. (2007) zmiňují také čtvrtou úroveň faktorů. Ta je definována skupinami skupin vodních ploch a jejich rozmístěním. Autoři ovšem sami přiznávají majoritní důležitost charakteristik první úrovně. Usuzují tak podle fidelity, která je u

dospělců poměrně běžná (viz např. Pechmann a kol. 1991). Prozatím se mnoho autorů nevěnovalo požadavkům druhů na charakteristiky třetí a čtvrté úrovně. Výjimkou jsou např. studie, které provedli Pope a kol. (2000), Joly a kol. (2003), Denoël a Lehmann (2006).

Z těchto informací vyplývá, že nejvýznamnějšími charakteristikami by měly být ty prvního stupně. Nicméně nyní začíná převládat názor, že pro pochopení požadavků druhů na komplexní úrovni je potřeba věnovat se všem úrovním (je-li to možné) (např. Alford a Richards 1999, Pope a kol. 2000, Marsh a Trenham 2001, Denoël a Lehmann 2006).

Zároveň z těchto skutečností vyplývají požadavky na pozdější management. Již během návrhu jezírek je třeba brát v potaz charakteristiky všech tří, resp. čtyř úrovní. Nestačí tedy pouze vybudovat správně tvarovaná jezírka. Je rovněž třeba vybudovat je ve vhodném prostředí. Sebelepší jezírko, které je pro obojživelníky nedostupné, se stává neúčelným, eventuálně i nebezpečným.

## **2.5 Metody sledování**

Existuje mnoho metod pro sledování obojživelníků (např. Heyer a kol. 1994, Vojar 2000, 2007 a Dodd 2010), při jejichž výběru je volen kompromis mezi efektivitou a šetrností ke zvířatům. Podle míry dopadu na zkoumaná zvířata lze tyto metody dělit na ty založené na odchytu (invazivní) a na metody neinvazivní.

### **2.5.1 Neinvazivní metody sledování**

Jelikož obojživelníci, a zejména jejich larvy, jsou na fyzickou manipulaci velmi citliví, měly by být v jejich případě upřednostňovány právě neinvazivní metody (Kolektiv 2011b).

#### **2.5.1.1 Vizuální sledování**

Tato metoda je vhodná pro téměř všechna vývojová stádia. Jejím nedostatkem je ale snadná ovlivnitelnost vnějšími faktory, např. aktuálním počasím, denní dobou či charakterem biotopu (Vojar 2007, Kolektiv 2011a, 2011b). Monitoring probíhá většinou simultánně u všech vývojových stádií (viz např. Stumpel a van der Voet 1998), nicméně sledování každého ze stádií je svým způsobem specifické. Jsou-li tyto metody použity, je třeba provést alespoň dvě návštěvy za sezónu. Je tak

zabráněno zavádějícím absenčním údajům (Bosch a Martínez–Solano 2003). Jsou-li zaznamenávána data o početnosti, je při jejich zpracování uvažován jen nejvyšší údaj zjištěný v dané sezóně. V případě prezenčně/absenčních dat je to údaj o prezenci (Vojar 2007).

**Počítání snůšek** patří mezi nepřímé metody zjišťování velikosti populací (jedna snůška = jedna samice + X samců). V průměru může být počet samců účastnících se v populaci rozmnožování proměnlivý. Není výjimkou, že se jeden samec rozmnožuje vícekrát, a opačně je možné, aby více samců oplodnilo jednu snůšku (Cheng a kol. 2013, Ngo a kol. 2013). Nicméně v podmínkách ČR je poměr samců a samic u řady druhů přibližně srovnatelný (Baruš a Oliva 1992). Tato metoda je použitelná, jen pokud je pozorovatel schopný přiřadit snůšku s jistotou ke konkrétnímu taxonu. Pro určování početnosti je vhodné použití této metody např. u blatnice (*Pelobates funus*), vodních skokanů rodu *Pelophylax* a především u skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) (Vojar 2007, Kolektiv 2011a). Komplikace mohou ovšem vzniknout při použití např. u skokana hnědého. Oproti jiným druhům našich žab neklade snůšky odděleně, ale do velkých shluků, což dosti znesnadňuje jejich počítání. O odhad početní hustoty snůšek se pokusili Loman a Andersson (2007). Ti měřením hmotnosti a objemu shluků zjistili u skokana hnědého průměrně 140 snůšek na m<sup>2</sup>. Problematické může být také počítání snůšek ropuch kvůli tomu, že jejich snůšky mají tvar propletených provazců. Ještě komplikovanější je situace u ocasatých obojživelníků a kuněk (*Bombina* sp.), kteří kladou vejce jednotlivě, resp. po malých skupinách (Baruš a Oliva 1992).

**Sledování larev** je u většiny našich obojživelníků velmi obtížné. Výjimkou je jen mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*), který má jako náš jediný ocasatý obojživelník na první pohled poměrně dobře rozpoznatelné larvy, a ropucha obecná, jejíž pulci se sdružují do hejn (Vojar 2007, Kolektiv 2011b). Ideální dobou pro návštěvu lokality je noc a použití silné svítilny (Mikátová nepublikováno). U pulců je běžným chováním vyhřívání se na mělčinách, což umožňuje alespoň řádový odhad početnosti (Kolektiv 2011a).

V případě **dospělců** se používají dva způsoby sledování. Tím prvním je namátkové sledování, při němž je biotop jednoduše procházen. V případě systematického sledování je průzkum prováděn po vytyčených trasách. Příkladem může být obcházení břehů vodního biotopu, sčítací linie, systematické procházení celého



biotopu, zkusné plochy či průzkum vhodných mikrobiotopů. Při vhodném počasí je např. možné sledování vodních skokanů pochůzkou po břehové linii. Pro zachování srovnatelnosti získaných dat je třeba provádět pochůzku po stále stejné části břehové linie (Vojar 2007). Velmi vhodné je použití těchto metod ve větších oblastech, kde by jiné metody byly pro svou časovou náročnost nevhodné. Úspěšně je použili např. Crawford a Semlitsch (2007) pro porovnání údajů získaných denním a nočním pozorováním.

### **2.5.1.2 Umělé úkryty**

Ideální metoda pro zjištění druhové diverzity. Úkryty je třeba rozmístit minimálně 24 hodin před vlastním sledováním. Umístění je přitom podle konkrétního případu možné na vodě i na souši. Jako vodní úkryt postačí např. polystyrenová deska či starý nafukovací člun (Vojar 2007).

### **2.5.1.3 Odposlech hlasových projevů**

Jednotlivé druhy žab je možné rozeznat podle vokalizace (Cooper 2011, Thomas a kol. 2014). Podmínkou je, že pozorovatel dokáže jednotlivé druhy identifikovat. Komplikovaná je použitelnost u zemních skokanů, kteří se projevují méně výrazně. Vhodná je také provokativní vokalizace za použití nahrávek vokalizací. Zároveň se tím značně omezí problém identifikace druhu, neboť se dá čekat, že na nahrávku odpovídají hlavně jedinci odpovídajícího druhu. Určitou nevýhodu může představovat nepřesnost v odhadu početnosti (na úrovni řádu). Během sezóny jsou třeba minimálně dvě návštěvy, přičemž je nutno zachovávat stejné sledovací schéma (vzdálenost mezi zastávkami, denní doba, délka linie, délka sledování, použití nahrávek) (Vojar 2007). Tuto metodu v kombinaci s nočními návštěvami se svítilnami použili např. Ficetola a De Bernardi (2004).

Nejlepším obdobím k použití této metody je na jaře, během dne a za vhodného počasí a v denní době, během níž konkrétní druh vokalizuje nejintenzivněji (Duellman a Trueb 1994).

## **2.5.2 Metody založené na odchytu**

Odchyt jedinců jakéhokoliv druhu, a nejen obojživelníků, znamená stresovou zátěž pro odchytávané jedince. Právě to je důvod, proč by mělo být použití těchto metod dobře uváženo, a to především s ohledem na zkoumaný druh, jeho vývojové stádium

a zaměření práce. Ještě před provedením samotného pokusu je potřeba získat výjimku ze zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

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

Pokud jsou zemní pasti a liniové zábrany postaveny správně, lze s jejich pomocí velmi přesně určit počty jedinců v tahu či na lokalitě (Kovar a kol. 2009, Zavadil a kol. 2011). Jejich použití je ale obtížné např. u vodních skokanů (s výjimkou skokana krátkonohého), neboť zimují ve vodě. Jedinci, kteří zůstanou ve vodě, tím pádem odchyceni a ani zaznamenáni nebudou. Určitého zpřesnění a vyšší komplexnosti dat je možné dosáhnout díky vhodné kombinaci této metody a např. odposlechu a pozorování. Je však nutno brát v potaz, že při použití liniových zábran je možno zjistit jen údaje o relativní početnosti (např. počet jedinců na metr zábrany) (Vojar 2007). Další možnost představuje provádění zpětných odchyťů na zábranách (viz níže). To dále zvyšuje přesnost odhadu a zároveň i náročnost pokusu (Gamble a kol. 2007).

Mezi hlavní nevýhody této metody patří:

- Zachycení a popř. i usmrcení jiných než zkoumaných živočichů v padacích pastech.
- Stresová zátěž pro zvířata a zvýšené riziko přenosu infekcí zejména chytridiomykózy (Civiš a kol. 2010).
- Vysoká časová a materiální náročnost během stavby i následujících kontrol pastí (Zavadil a kol. 2011).

Výhodami jsou:

- Vysoký informační potenciál získaných dat (Zavadil a kol. 2011).
- Zachycení a zaznamenání druhů, které by za jiných okolností zůstaly nepovšimnuty kvůli skrytému způsobu života nebo své malé početnosti (Vojar 2007).

V otázce konstrukce zábran je třeba zvolit vhodný typ pro daný účel. Při sledování migrací či sčítání populace jsou dostačující dočasné zábrany z pevné fólie v kombinaci se zemními padacími pastmi. Pro stavbu stálých migračních zábran (např. u silnic) jsou vhodnější volbou beton (již se nepoužívá), polymerbetonové díly firmy ACO PRO, bariéry z recyklovaných plastů, nebo pozinkovaný plech

(Johnson 2003, Zavadil a kol. 2011). U všech typů zábran platí několik společných základních parametrů: namíření spodního (podzemního) lemu šikmo dolů pod povrch půdy proti očekávanému postupu zvířat, zahloubení bariéry až pod povrch a zpětné stočení horního okraje bariéry. Těmito opatřeními lze zabránit přezení anebo podhrabání zábrany. Používání každého typu konstrukce má svá specifika. S dílci tvořícími betonové zábrany se velmi obtížně manipuluje a bariéra není vždy spolehlivá. Polymerbetonové díly jsou velmi odolné, samonosné a dají se spojit zámky. Na druhou stranu je nelze použít v členitém terénu a vyžadují připravené betonové lože. Plastové dílce je na místě třeba upravit na míru. Navíc je plast velmi náchylný na tepelnou roztažnost. To zvyšuje nároky na správný odhad personálu provádějícího instalaci a může vzniknout riziko průniku zvířat přes bariéru. U plechu je nutné provést kvalitní nátěr, aby nedocházelo k uvolňování zinku do okolí. Ten může ovlivnit chemismus okolních vod či půd. Na druhou stranu se jedná o nejlevnější a nejsnadněji instalovanou variantu, která umožňuje překonání i velmi členitého terénu (Rozínek in verb., Zavadil a kol. 2011).

### **2.5.2.2 Sběr do ruky**

Do rukou lze obojživelníky chytat především během jejich suchozemské fáze. Juvenilní jedince skokana štíhlého či zelených skokanů ale lze např. chytat i na přehledných vodních biotopech a na vegetaci kuňku obecnou (*Bombina bombina*). Nejlépe je tato metoda použitelná u málo pohyblivých druhů, např. u mloka skvrnitého. Procházení terénu je možné jak náhodné tak systematické (např. na vytyčených plochách). Samozřejmostí je co možná nejšetrnější manipulace se zvířaty jedině vlhkýma rukama. Zejména Heyer a kol. (1994) varují před možností vyschnutí či setření ochranného hlenu obojživelníka, a to především v případech, kdy zvíře klade odpor. Je-li zaznamenáno vysychání, doporučují políť zvířete 5–10 ml vody. Po provedení odchyty mohou na rukou zůstat toxiny, které někteří obojživelníci (především mlok skvrnitý) produkují (Daly a kol. 1999, Wink 2000, Mebs a Pogoda 2005, Grant a kol. 2012). Kromě toho může dojít ke kontaminaci od jedinců nakažených infekčními chorobami (např. chytridiomykózou) (Berger 1998, Civiš a kol. 2010). Právě proto je nutné si po každé manipulaci důkladně ruce omýt. Ještě lepším řešením je použití jednorázových rukavic a jejich výměna před každým odchytem (Berger 1998, Vojar 2007, Civiš a kol. 2010).

### 2.5.2.3 Sítě a podběráky

Existují dva způsoby použití podběráků, mezi kterými se volí na základě hloubky a velikosti jezírka. V menších a mělčích jezírkách je postačující prolovování ze břehu. U větších a hlubších jezírek lze přistoupit k procházení jezírka, ale je při tom třeba počítat s rozvřením bahna, v němž je běžný obsah těžkých kovů. U drobnějších zvířat, jako jsou pulci, čolci a jejich larvy, mívají oka podběráku velikost 2–3 mm. Pro větší zvířata, v podmínkách ČR jde hlavně o dospělé žab, lze použít hrubější síť s oky o velikosti 5–10 mm. Samozřejmě u podběráku je pevná rukojeť a rám sítě, ten ideálně kovový. Za nevhodné lze považovat použití trojúhelníkových rybářských podběráků. Jsou nestabilní a kvůli svému tvaru dosedají ke dnu pouze malým cípem a prolovování zejména ze břehu je tak neefektivní. Je-li to vzhledem k charakteru výzkumu a schopnostem odchyťavající osoby možné, měl by být omezen kontakt zvířat s rámem podběráku či rukama, a to zejména u larev. Ještě větší nebezpečí může znamenat nabrání zvířete spolu s bahnem či vegetací. Zejména larvy ocasatých obojživelníků, které mají ještě vnější žábry, jsou k tomu velmi náchylné. Používání této metody není ovšem příliš vhodné v době rozmnožování čolků, kdy mohou být prolovováním narušeny jejich svatební tance. Nicméně chceme-li data z prolovování vzájemně srovnávat, je nezbytné dodržovat stálou intenzitu odlovu, tzn. stejný čas i počet prolovení (Vojar 2007, Kolektiv 2011a, 2011b).

## 2.6 Stanovení velikosti populací

Velikost populace lze stanovit jen na základě monitoringu, nikoliv pouze jednorázovým mapováním (Petersen 1896, Lincoln 1930, Krebs 1998), přičemž výsledné údaje jsou podle konkrétní metody buďto absolutní nebo relativní. Pro získání přesných údajů o absolutní početnosti je třeba provést dokonalé ohrazení lokality nebo její úplné vylovení, což je většinou v praxi nemožné. Proto se přikračuje spíše k odhadům početnosti. Výsledkem takto zaměřených prací jsou údaje o celkové početnosti populace. Metody, jejichž výsledkem jsou údaje o relativní početnosti, poskytují údaje o početnosti vzhledem k různým stanoveným jednotkám. Těmi mohou být např. počet prolovení podběrákem, jednotka délky zábrany, jednotka času pozorování nebo jednotka délky pozorované linie (Vojar 2007, Zavadil a kol. 2010, Kolektiv 2011a, 2011b).

### 2.6.1 Přímé metody

Přímé metody jsou určeny pro zjištění velikostí konkrétních populací, např. v konkrétním rybníce. V závislosti na konkrétní metodě a situaci se liší v přesnosti, šetrnosti i realizovatelnosti. Pro dosažení maximálně přesných dat by bylo určitě nejlepší vycpat celou lokalitu, ale to je pro zvířata dosti stresující a u zranitelných zvířat (např. larev čolků) je prolovování podběrákem přímo nepřijatelné (viz výše). Navíc v praxi jsou takové postupy téměř neproveditelné (Vojar 2007).

Např. při sledování migrací se běžně používá metoda značkování s následným zpětným odchyt, tzv. CMR metoda (Capture-Mark-Recapture) (Heyer a kol. 1994, Bonnet a kol. 2002). Prvním krokem je odchycení části jedinců a jejich označování. Další krok následuje o několik dní později, kdy se znovu provede odchyt vzorku populace. Předpoklad je takový, že podíl označených jedinců v populaci je stejný jako ve vzorku (Schmidt a kol. 2002).

Alternativu k přímým metodám představují metody neinvazivní (např. počítání snůšek (viz 2.5.1.1) nebo odposlech vokalizace (viz 2.5.1.3). Jejich přesnost ale může být nižší.

### 2.6.2 Odhad početnosti (hustoty populace) založené na značení jedinců

Jako u každého monitoringu, i zde je třeba provést minimálně dvě návštěvy během sezóny. Pro další účely je uvažována nejvyšší zjištěná hodnota početnosti (Hartel a kol. 2008).

Obecně se používá více metod, které se od sebe liší např. počtem návštěv lokality, způsobem značení nebo zdali se jedná o uzavřené či otevřené populace. Určitý základ představují dvě metody. Jednak je to metoda Lincoln-Petersena (Petersen 1896, Lincoln 1930, Krebs 1998), při jejímž použití jsou dostačující jen dvě návštěvy, a metoda Schnabelové (Mares a kol. 1981). U této metody se provádí minimálně tři prolovování v určitých časových rozestupech.

Podmínkami pro správné použití těchto metod a získání co nejpřesnějších dat jsou:

- Trvanlivost značek a jejich dobrá rozpoznatelnost během celé doby trvání pokusu.
- Velikost populace je během pokusu konstantní, tzn. předpoklad uzavřené populace bez mortality, natality a migrace.

- Použití konkrétního typu značení jedinců musí být bezpečné. Značení nesmí být příčinou infekce, faktorem zvyšujícím náchylnost k predaci, a nesmí omezovat pohyblivost zvířete.
- Vypouštění zvířat rovnoměrně po celé ploše.
- Provádění odchyty rovnoměrně po celé ploše (Heyer a kol. 1994, Krebs 1998).

Splnit podmínku uzavřené populace je v praxi téměř nemožné. Z tohoto důvodu vznikají ve výsledcích odchylky. Tento problém lze vyřešit použitím modelu počítajícím s otevřenou populací, který používá např. metoda Jolly-Sebera. Ta počítá i s migrací a při každém odchytu se u ní používá jiné značení (Lolly 1965, Seber 1965, Krebs 1998, Schwarz 2001).

### 2.6.3 Značení jedinců

Ideální situací je, pokud pro identifikaci jedinců není potřeba jejich značkování. Např. u mloka skvrnitého pro identifikaci postačí fotografie nebo nákresy kresby na hřbetě. U druhů, které takovouto individuálně specifickou a především dobře rozeznatelnou kresbu nemají, je ale použití této metody identifikace nemožné (Gamble a kol. 2007). U takových druhů se přikračuje ke značkování jedinců pomocí vícero typů značek vhodných pro daný druh a typ výzkumu (viz níže) (Vojar 2007).

První možností jsou tzv. **VIE značky** (Visible Implant Elastomers). Jejich velkou výhodou je, že pro zvíře nepředstavují žádné omezení pro další život. Látka používaná ke značkování připomíná barevný sanitární silikon. Injekčně se aplikuje pod pokožku obojživelníka, kde utuhne, nicméně zachová si pružnost. Značkovací látky mají výrazné pastelové barvy a v UV světle fluoreskují. Dají se tedy na těle obojživelníka velmi dobře rozpoznat (Northwest Marine Technology, Inc. 2005).

V případě potřeby identifikace konkrétních jedinců je vhodnější použití **viditelných alfanumerických implantátů** (VIA $\alpha$  nebo jen VIA). Jedná se o štítky fluorescenční barvy o velikosti do 2,8 mm, na nichž je vytištěn identifikační kód. Umísťují se pomocí aplikátoru pod, případně na průsvitnou pokožku (Measey a kol. 2001).

V minulosti se běžně pro značení jedinců používalo **zastřihování konečků prstů**. Vytvoření takové značky je rychlé a levné, nicméně ukázalo se, že negativně ovlivňuje přežívání označených obojživelníků (Clarke 1972), neboť do rány se může

dostat infekce (Golay a Durrar 1994). Při nevhodném načasování a provedení zákroku může být navíc negativně ovlivněna schopnost rozmnožování samců. Např. samci ropuch používají v amplexu k přidržování se hrboly na palcích. Pokud by jim tyto byly odstraněny, nebyli by amplexu schopni (McCarthy a Parris 2004). Tato metoda je pochybná i s ohledem na svou spolehlivost. Zejména u ocasatých obojživelníků prsty dorůstají a možnost rozpoznání označených jedinců se tak ztrácí (Donnelly a kol. 1994, Binkley a kol. 1998, Mallory 1998, Sorensen 2002).

Je-li předmětem zájmu větší druh, je možné použití **pasivních integrovaných vysílačů** (PIT). Jedná se o malé čipy, které nesou identifikační údaj. Množství číselných kombinací je přitom prakticky neomezené, a tudíž s nimi lze označit velký počet zvířat. Nevýhodou těchto čipů je jejich vysoká cena ve srovnání s ostatními typy značek a v případě povrchového umístění také jejich časté ztráty (Donnelly a kol. 1994). Navíc, jak již bylo zmíněno, jsou PIT vhodné pro větší druhy. Např. pro čolky rodu *Lissotriton* jsou příliš rozměrné (Downes 2000). Pro eliminaci problémů vyplývajících z vnějšího uložení PIT se nově používají **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, které leží v severozápadní části okresu Sokolov (Karlovarský kraj). Jezírka se nacházejí na třech lokalitách Háj, Bublava a Počátky (podle názvů blízkých sídel). Lokality Bublava a Počátky se nacházejí v blízkosti hranic se Spolkovou republikou Německo, v bývalém hraničním pásmu. Některá jezírka se nacházejí přímo v hraničním průseku.

#### 3.2 Souhrnný popis sledovaných lokalit

##### 3.2.1 Počátky

Tab. 1 – Charakteristiky jezírek na lokalitě Počátky

ID	Nadmořská výška BPV (m n. m.)	Rozloha (m <sup>2</sup> )	Hloubka (cm)	% vegetace z rozlohy	% vegetace z obvodu	Sklon břehů (°)	% osluněné plochy	Typ dna
5A	814	110	30	0	0	10	100	fóliové
5B	813	20	40	0	0	90	100	fóliové
6	736	36	40	100	30	90	100	fóliové
7A	742	18	10	100	95	10	100	fóliové
7B	742	27	20	100	40	45	100	fóliové
7C	741	13	10	0	0	10	100	fóliové
7D	742	35	30	100	90	45	100	fóliové
7E	743	31	30	80	10	45	100	fóliové
8A	756	10	30	0	0	10	100	fóliové
8B	756	31	50	20	0	45	100	fóliové
17	753	19	100	100	100	20	100	přírodní
19A	756	51	40	100	100	20	100	přírodní
19B	754	30	40	100	80	10	100	přírodní
19C	754	42	50	60	25	30	100	přírodní
19D	750	31	60	100	30	30	100	přírodní
20	786	95	30	100	40	10	50	přírodní
21	670	93	40	100	100	20	75	přírodní
22	668	37	50	10	20	45	100	fóliové
23	783	10	30	0	0	90	0	fóliové

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. 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 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 dvojjezírko 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 vysychavá 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 i 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.

### 3.2.1 Háj

Tab. 2 – Charakteristiky jezírek na lokalitě Háj

ID	Nadmořská výška BPV (m n. m.)	Rozloha (m <sup>2</sup> )	Hloubka (cm)	% vegetace z rozlohy	% vegetace z obvodu	Sklon břehů (°)	% osluněné plochy	Typ dna
Haj_4	688	40	40	80	30	30	70	přírodní
Haj_5	688	30	80	100	100	30	80	přírodní
Haj_6	686	192	50	100	100	10	50	přírodní
Haj_7	692	77	40	100	0	45	10	přírodní
Haj_8	693	66	40	100	100	10	90	přírodní
Haj_9	692	20	20	100	60	10	100	přírodní
Haj_10	692	66	50	100	30	30	100	přírodní
Haj_11	691	35	30	100	80	30	100	přírodní
Haj_12	692	15	50	100	100	45	0	přírodní
Haj_13	692	30	40	100	20	45	0	přírodní
Haj_14	690	18	20	100	100	10	100	přírodní
Haj_15	688	56	40	100	20	45	100	přírodní
Haj_16	688	12	40	100	100	20	70	přírodní

Všech 13 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 okrouhlostých (*Drosera rotundifolia*). Ty

se tam podle informací od Ing. Petra Krásky 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.

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) 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 koruně hráze rybníka se nachází cesta, přes kterou voda přetéká. V této části vodoteče se nachází ale i několik hlubších louží, které mohou oboživelníci využívat pro kladení vajec. Vzhledem k užívání cesty (byť občasnému) 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 i 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 (cca 2 m od břehu). Velikost jezírek je poměrně homogenní. Všechna zaujímají 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).

### **3.2.2 Bublava**

Všechna tři jezírka se nacházejí v údolnici mezi využívanými pastvinami, vzájemně velmi blízko sebe (skupina měří na délku cca 20 m). Pastviny, a zejména oblast

údolnice, jsou značně podmáčené díky malému potoku, který jí protéká. V místě, kde se nacházejí jezírka, se vyskytuje hustě zarostlá mokřina. Díky tomu nelze v těchto místech přesně 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. 3.

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

ID	Nadmořská výška BPV (m n. m.)	Rozloha (m <sup>2</sup> )	Hloubka (cm)	% vegetace z rozlohy	% vegetace z obvodu	Sklon břehů (°)	% osluněné plochy	Typ dna
Bub_1	704	80	40	100	30	20	100	přírodní
Bub_2	704	108	80	100	20	30	100	přírodní
Bub_3	704	21	20	100	0	10	100	přírodní

### 3.3 Batrachofauna zájmového území

Vzhledem ke známým údajům o rozšíření, které uvádí Moravec (1994), lze na sledovaných lokalitách, či v jejich okolí, 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 brána jako směrodatná. Podle těchto dat by se na lokalitách měly vyskytovat tyto druhy: čolek horský, čolek obecný, čolek hranatý, skokan hnědý a ropucha obecná.

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

### **3.3.1 Ropucha obecná**

Ropucha obecná je na charakteristiky vodního biotopu velice nenáročná. Vyskytuje se od nížin až po horské oblasti (Zavadil a kol. 2011) a dokáže obývat mnoho druhů biotopů (louky, lesy, pole atd.). Pouze jehličnatým lesům se spíše vyhýbá (Mikátová a Vlašín 2002).

Stejně nenáročná je ropucha obecná i během rozmnožování, kdy vyhledává 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 (Baruš a Oliva 1992, Duellman a Trueb 1994, Mikátová a Vlašín 2002).

Podle dat AOPK (2012) by se ropucha obecná měla vyskytovat na dvou místech na lokalitě Bublava a na jednom na lokalitě Počátky.

### **3.3.2 Skokan hnědý**

Skokan hnědý není náročný na charakteristiky vodních ani suchozemských biotopů. Není limitován ani nadmořskou výškou nebo suchozemskou vegetací, i když preferuje lesy, kromě hustých 7–20 let starých smrčin 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 i zatopené lomy, louže, rybníky a někdy také mírně průtočná stanoviště (Baruš a Oliva 1992, Duellman a Trueb 1994, Mikátová a Vlašín 2002).

Skokan hnědý by se měl celkem běžně vyskytovat na lokalitách Bublava a Počátky (AOPK 2012).

### **3.3.3 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 (Kolman a Zavadil 1990). Tím pádem je tento druh velmi zranitelný likvidací stanovišť, což jen podtrhuje důležitost jeho ochrany.

Jeho nejčastější výskyt je mezi 540 a 810 m n. m. Upřednostňuje přitom mělké osluněné až mírně zastíněné tůně s řídkou vegetací (Zavadil a Kolman 1990, Duellman a Trueb 1994, Berger a kol. 1997).

Podle AOPK (2012) by se měl čolek hranatý vzácně nacházet na lokalitě Počátky a také směrem na severovýchod u obce Kraslice – Hraničná.

### **3.3.4 Čolek obecný**

Spíše nížinný druh, někdy ale vystupuje i do výšek okolo 1 000 m n. m. (Mikátová a Vlašín 2002). 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 ale i s periodickými vodami. Typicky preferuje otevřenou krajinu, ale jsou-li k dispozici např. malá jezírka podél cest, je schopen překonat i rozsáhlé lesy (Mikátová a Vlašín 2002).

Během rozmnožování není čolek obecný náročný na teplotu vody, preferuje však osluněná stanoviště s bujnou vodní vegetací, na které ale není závislý. Jeho rozmnožování je možné i bez vodní vegetace, např. v požárních nádržích (Baruš a Oliva 1992, Duellman a Trueb 1994, Mikátová a Vlašín 2002).

Čolek obecný ve sledované oblasti prakticky kopíruje výskyt čolka hranatého (AOPK 2012).

### **3.3.5 Čolek horský**

Čolek horský se vyskytuje převážně 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. Jedná se tedy o jediného našeho čolka, u kterého nelze hovořit ani tak o horní, jako o dolní hranici výskytu. Pro tento druh je charakteristická vazba na blízkost lesa. Vazba k lesu je silnější v nižších nadmořských výškách. Na nízko položených místech tento druh přímo vyžaduje lesní stanoviště a jeho výskyt 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 1992). 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 nevadí ani jezírka zcela holá. 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 (Baruš a Oliva 1992, Duellman a Trueb 1994, Zavadil a kol. 2011).

Ze zkoumaných lokalit by se měl čolek horský vyskytovat zejména na lokalitě Počátky a částečně i na lokalitě Bublava (AOPK 2012).

## **4. METODIKA**

Jelikož tato práce přímo navazuje na mou bakalářskou práci (Šíkola 2012), je její metodika až na zjišťování meteorologických dat a část o zpracování dat pomocí ordinačních metod shodná.

### **4.1 Období terénních prací**

Monitoring proběhl v letech 2011 a 2012 autorem této práce. Návštěvy byly v obou letech realizovány od 1. dubna do 31. července, tedy v době, kdy lze očekávat výskyt obojživelníků ve vodě. Během sezóny byla provedena dvě pozorování každé lokality.

### **4.2 Monitoring obojživelníků**

Používány byly standardizované metody monitoringu vycházející z metodik kolektivu odborníků pod záštitou AOPK (2011a, 2011b).

Návštěvy byly prováděny za teplého a slunečného počasí, kdy se obojživelníci vyhřívají, a je tedy nejvyšší pravděpodobnost jejich odhalení. Čas návštěv byl cca od 10:00 do 13:00. Upřednostňovány byly dny, kterým nepředcházela dešť. Voda zkalená vlivem deště totiž výrazně snižuje pravděpodobnost odhalení obojživelníků ve vodě.

Sledování probíhalo pouze vizuálně, tedy neinvazivně. Pouze v případech, kdy byla determinace na dálku nemožná nebo nespolehlivá, bylo přistoupeno k odchytu jedince podběrákem.

Pro odchyty obojživelníků byla používána čtyřhranná akvaristická síťka o rozměrech 20 × 16 cm s prodlouženou násadou. Velikost ok sítěky byla menší než 1 mm. Tím bylo minimalizováno riziko zranění malých zvířat v příliš hrubé síti, nebo jejich úniku. Na druhou stranu zachycuje takto jemná síť mnoho nečistot, což stěžuje samotný odlov.

Bylo-li to vzhledem k místním podmínkám možné, byla rovněž provedena pochůzka po obvodu jezírka. Tím byly vyplašeny slunící se žáby (zejména skokani), kteří by jinak nebyli na místě vůbec zjištěni.



Vzhledem k malým rozměrům jezírek (v řádu jednotek metrů), a tedy jejich dobré přehlednosti, nebylo nutné používání dalších zvláštních metod pozorování pro jednotlivé druhy.

Druhovú determinace byla prováděna podle 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). Jen u čolka horského byl použit novější název podle Duboise a Raffaëlliho (2009).

Podle vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, patří téměř všechny druhy obojživelníků mezi zvláště chráněné. Pro účely této práce však nemuselo být žádáno o výjimku podle § 56 zákona č. 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, ze základních podmínek ochrany zvláště chráněných živočichů daných § 50 odst. 2 zákona. Práce byla totiž zahrnuta do projektu pana Romana Rozínka, který na místě působí a již má výjimku postihující mj. mnou sledované druhy.

### **4.3 Zjišťování charakteristik prostředí**

Z charakteristik vodní nádrže byly zaznamenávány tyto: souřadnice GPS, nadmořská výška, rok vybudování (resp. stáří nádrže), rozloha, hloubka, zastoupení vegetace, sklon břehů a oslunění.

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

Rozloha vodních ploch 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 Haj\_6, u něhož byl proveden odečet rozměrů z GIS.

Hloubka byla měřena v nejhlubším místě pomocí pásma.

Pokryv plochy vegetací byl odhadován v procentech z celkové rozlohy vodní plochy. 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 ve stupních. Měření bylo prováděno na několika místech, z nichž byl poté vypočten jejich průměr.

Rozloha, hloubka a sklonitost břehů byly zjišťovány při vůbec první návštěvě lokality (tj. Bublava 3. 4. 2010, Háj 10. 4. 2010 a Počátky 9. 4. 2011), 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.

Typ dna byl zjišťován jako kategoriální proměnná, kdy 1 znamenalo fóliové dno a 0 přírodní dno.

#### **4.4 Meteorologická data**

Všechna meteorologická data pocházejí z veřejně dostupných údajů poskytovaných Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMU 2014a, ČHMU 2014b). Jedná se vždy o údaje popisující jednotlivá roční období. Zároveň platí, že data popisující zimu pocházejí z doby předcházející monitoringu v dané sezóně.

Údaje o srážkách jsou sumou srážek za roční období.

Údaje o teplotě jsou váženým průměrem průměrných měsíčních teplot v ročním období. Váhovým koeficientem je počet dní v měsíci.

Všechna data pochází z meteorologické stanice v Karlových Varech, která je ze všech dostupných stanic všem lokalitám nejbližší. Vzdálenost stanice k jednotlivým lokalitám se pohybuje od 20 do 35 km. Stanice se nachází v nadmořské výšce 386 m n. m. Výškový rozdíl mezi stanicí a jezírky je tedy od 284 do 428 m.

Monitoring probíhal během dvou sezón, které se od sebe lišily mj. průměrnou teplotou a úhrnem srážek. Pro život obojživelníků jsou nejkritičtější zima a jaro (zimování a doba rozmnožování). Z tohoto důvodu podrobněji rozebírám pouze tato roční období. Tyto charakteristiky udávají Tab. 4 a 5. Detailní charakteristiku vývoje srážek a teplot poskytují Obr. 4 a Obr. 5.

**Tab. 4 – Meteorologické charakteristiky zim, data ze stanice ČHMU v Karlových Varech**

Zima	Průměrná teplota (°C)	Dlouhodobý teplotní průměr (°C)	Odchylka od dlouhodobého průměru (°C)	Úhrn srážek (mm)	Dlouhodobý průměr srážek (mm)	Podíl srážek vůči dlouhodobému průměru
2010/11	-3,43	-1,78	-1,65	183	161	114
2011/12	-1,74	-1,78	0,03	282	161	175

#### 4.4.1 Zima 2010/2011

Tato zima byla teplotně podprůměrná (1,65 °C pod DPr). V prosinci této zimy bylo neobvykle chladno (-5,9 °C, tj. 4,5 °C pod DPr). Následně se v lednu výrazně oteplilo na -1,8 °C (0,8 °C nad DPr). V únoru se mírně ochladilo na -2,5 °C (1,2 °C pod DPr).

Podle celkového úhrnu srážek byla tato zima nadprůměrná (114 % DPr). Je to dáno vysoce nadprůměrným množstvím srážek zejména v prosinci (166 % DPr). Závěr zimy byl na srážky naopak chudý (únor – 35 % DPr).

#### 4.4.2 Zima 2011/2012

Zima mezi sezónami 2011 a 2012 byla teplotně průměrná (0,03 °C nad DPr). Typický pro ni byl zejména opožděný nástup zimy a rychlý nástup jara, tedy ve výsledku její krátké trvání. Zima začala dvěma teplými měsíci (prosinec – 2,5 °C nad DPr, leden – 1,9 °C nad DPr). V únoru výrazně klesla průměrná teplota na -5,9 °C, tj. 4,6 °C pod DPr. Při uvážení vývoje během celé této zimy je evidentní, že únor byl z hlediska teplot jediný zimní měsíc.

Na srážky byla zima 2011/2012 bohatá – 282 mm (175 % DPr). Opět se ale v měsíčních úhrnech objevovalo mnoho extrémů. Prosinec a leden byly srážkově velmi bohaté (210 % DPr, resp. 216 % DPr). V únoru úhrn srážek klesl pod průměr na 75 % DPr.

**Tab. 5 - Meteorologické charakteristiky jar, data ze stanice ČHMU v Karlových Varech**

Jaro	Průměrná teplota (°C)	Dlouhodobý teplotní průměr (°C)	Odchylka od dlouhodobého průměru (°C)	Úhrn srážek (mm)	Dlouhodobý průměr srážek (mm)	Podíl srážek vůči dlouhodobému průměru
2011	8,15	6,93	1,22	102	155	66 %
2012	7,88	6,93	0,95	110	155	71 %

#### **4.4.3 Jaro 2011**

Jaro 2011 bylo velmi teplé (8,15 °C, tj. 1,22 °C nad DPr). Teplotně byly nadprůměrné všechny měsíce, ale nejvíce duben, kdy bylo 9,4 °C (2,5 °C nad DPr). Březen a květen tolik nadprůměrné nebyly (3 °C, resp. 12,1 °C, tj. 0,6 °C nad DPr). To způsobilo poměrně intenzivní nástup jara.

Na srážky bylo toto jaro chudé (102 mm, tj. 66 % DPr). Jaro začalo velmi suchým březnem, kdy bylo zaznamenáno jen 12 mm srážek (25% DPr). I duben byl srážkově podprůměrný. Naměřeno bylo 29 mm srážek (62 % DPr). Pouze květen se s 61 mm srážek dostal na hodnoty DPr.

#### **4.4.4 Jaro 2012**

Jaro 2012 nebylo tak teplé jako předchozí rok (7,88 °C, tj. 0,95 °C pod DPr). V březnu bylo 4,3 °C (1,9 °C nad DPr). V dubnu se oteplilo jen mírně na 6,5 °C (0,4 °C pod DPr). Výrazné oteplení na 12,8 °C (1,3 °C nad DPr) přinesl květen. Předcházející krátká zima a rychlý nástup jara znamenaly urychlení vegetačního období.

Srážkově bylo toto jaro se 110 mm (71 % DPr) srážek srovnatelné s předchozím rokem. První měsíc březen byl zároveň i nejsušší. Zaznamenáno bylo 23 mm srážek, tj. 49 % DPr. V dubnu spadlo 40 mm srážek (85 % DPr – ve srovnání s DPr nejvíce). Nejdeštivějším, i když stále podprůměrným, měsícem byl květen, kdy bylo naměřeno 47 mm srážek (77 % DPr).

### **4.5 Statistické zpracování dat**

Pro zjištění vztahů mezi jednotlivými charakteristikami jezírek byla použita analýza hlavních komponent (PCA), kde vzorky (samples) byla jednotlivá jezírka a druhy (species) představovaly jejich jednotlivé charakteristiky. Data byla zpracována v programu Canoco 5 (Ter Braak a Šmilauer 2012).

Vliv zjišťovaných charakteristik prostředí na prezenci druhů byl testován zobecněnými lineárními modely (GLM). 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 záznamů (70) nebylo možné v modelu testovat všechny faktory najednou a užít

postupu postupného vynechávání neprůkazných faktorů (tzv. backward selection, Crawley 2007). Proto bylo postupováno opačně (tzv. forward selection), kdy do prázdného modelu byly postupně umisťovány a testovány významnosti jednotlivých vysvětlujících proměnných. Proměnné byly přidávány na základě průkaznosti zjištěné v separé testech jednotlivých 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 nebo rovna 0,05. Všechny výpočty byly provedeny v programu R, verze 2.15.0 (R Development Core Team, 2009).

Pro další zpracování byly vynechány proměnné, které se v ani jednom z modelů neukázaly jako průkazné.

Ke zjištění vlivu jednotlivých charakteristik a jejich souvislostí s počasím byla použita metoda Detrended Canonical Correspondence Analysis (DCCA) s detrendizací druhého rádu a se sníženým vlivem vzácných druhů. Data byla zpracována v programu Canoco 5 (Ter Braak a Šmilauer 2012). Vysvětlovanou proměnnou s binomickým rozdělením byly prezence jednotlivých druhů a vysvětlující průkazné charakteristiky biotopu vybrané pomocí zobecněných lineárních modelů a data popisující jarní a zimní počasí. Jako průkazná byla brána hodnota  $p \leq 0,05$ .

## 5. VÝSLEDKY

### 5.1 Celkové hodnocení výskytu

Zaznamenané výskyty uvádí Tab. 12 a 13.

Během obou let výzkumu byl nejběžnějším druhem na zkoumaných lokalitách skokan hnědý, který se vyskytoval na 28 jezírkách z 35. Ostatní druhy se vyskytovaly zejména, ne však výlučně, na lokalitě Počátky. Přibližně stejně úspěšní byli čolek horský (14 jezírek) a ropucha obecná (12 jezírek). Nejvzácnějšími druhy byly čolek obecný (8 jezírek) a čolek hranatý (6 jezírek).

Tab. 6 - Meziroční změny v počtu výskytů druhů

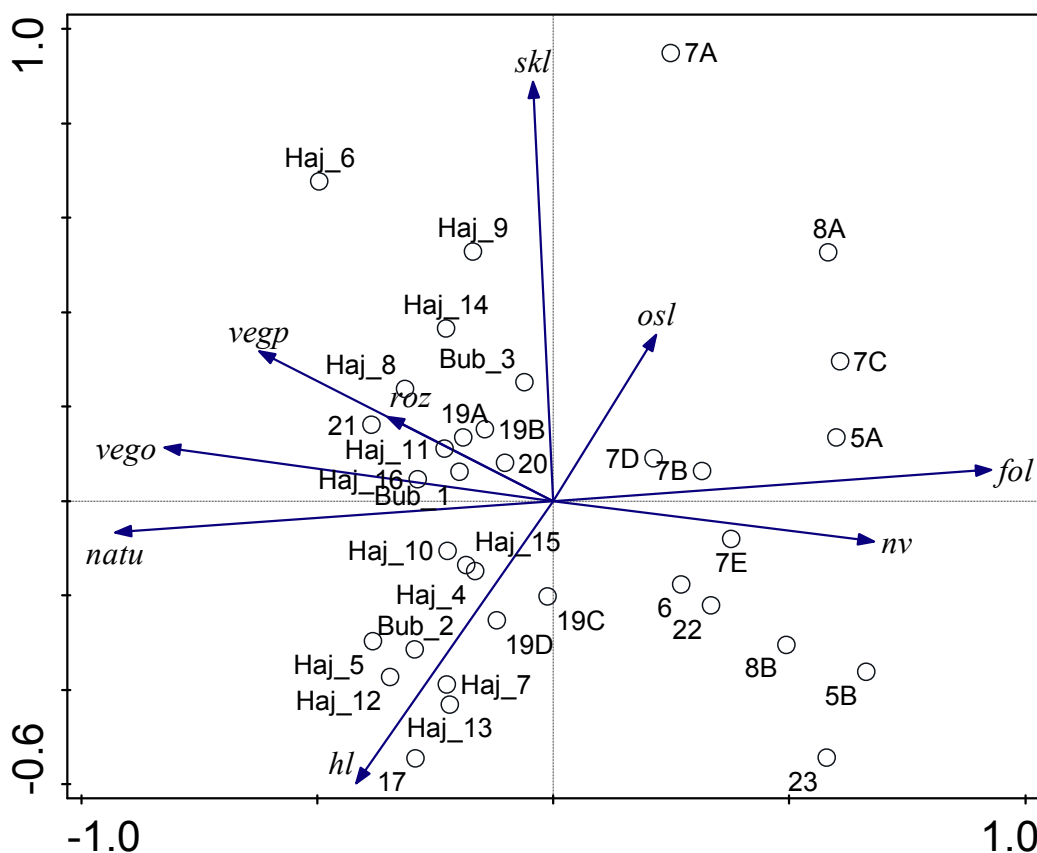
druh	<i>malp</i>	<i>rtem</i>	<i>bbuf</i>	<i>lvul</i>	<i>lhel</i>
2011	9	28	12	3	4
2012	9	6	1	6	3
rozdíl	0	-22	-11	3	-1

Změny v počtu výskytů druhů mezi sezónami popisuje Tab. 6. Zejména výrazný je značný úbytek výskytů žab (skokan hnědý o 22 méně a ropucha obecná o 11 méně). Jen mírný nebo žádný úbytek byl zaznamenán u čolka hranatého a čolka horského. Počet výskytů čolka obecného se dokonce zvýšil.

### 5.2 Analýza vzájemných vztahů vlastností jezírek

Vzájemnou provázanost jednotlivých vlastností jezírek ilustruje Diagram 1.

**Obr. 1 - PCA analýza vztahů mezi vlastnostmi jezírek** (Osy: roz – rozloha; hl – hloubka; osl – míra oslunění; nv – nadmořská výška; skl – sklon břehů; vegp – pokryvnost vegetací; vego – zastoupení vegetace po obvodu; natu – přírodní dno; fol – fóliové dno; Prvky: Bub\_x – jezírka na lokalitě Bublava, Haj\_x – jezírka na lokalitě Háj, x(A–D) – jezírka na lokalitě Počátky)



První, čeho si lze všimnout, je úplná korelace mezi pokryvností vegetací (vegp) a rozlohou (roz). Lze tedy usuzovat, že čím je jezírko větší, tím větší zastoupení vegetace v jeho ploše je. Jelikož jde o korelaci, platí tento vztah i v opačném pořadí.

Logická je opozice os přírodního (natu) a fóliového (fol) dna, neboť se jedná o jediné dvě hodnoty kategoriální proměnné typ dna.

V opozici se nalézají také osy hloubky (hl) a oslunění (osl). Lze tedy říci, že mělká jezírka jsou více osluněná než ta hluboká, a naopak, že více zastíněná jezírka jsou hlubší než ta dobře osvětlená. Jelikož je v praxi vzájemné ovlivnění těchto dvou proměnných jen těžko představitelné, bude se nejspíše jednat o náhodný efekt vzniklý během budování jezírek.

Velmi blízko jsou si osy fóliového dna a nadmořské výšky (nv). Je to logické, neboť fóliová dna mají jen některá jezírka na lokalitě Počátky, která je lokalizována nejvýše.

Obě osy popisující porost vegetací (vego, vegp) stojí proti ose fóliového dna. Fólie totiž znemožňuje rostlinám zakořenit.

Při pohledu na rozložení jezírek mezi osami je patrné, že jezírka na lokalitách Háj (Haj) a Bublava (Bub) se liší od jezírek na lokalitě Počátky (jsou označena pouze číslem). Jezírka z Počátků jsou charakterizována častým použitím fóliového dna a vyšší nadmořskou výškou. Naproti tomu jezírka na lokalitách Bublava a Háj jsou typická přírodním dnem, vyšším zastoupením vegetace v ploše i po obvodu a větší rozlohou. Osy sklonu, oslunění a hloubky procházejí mezi oběma skupinami jezírek a jsou přibližně kolmé k ostatním osám, a tedy na nich nezávislé. Znamená to také, že lokality se v těchto vlastnostech neliší.

### 5.3 Analýza vlivu charakteristik prostředí na přítomnost jednotlivých druhů obojživelníků

#### 5.3.1 Čolek horský

**Tab. 7 - 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 procedury forward selection provedené v rámci zobecněných lineárních modelů), průkazné hodnoty pravděpodobnosti jsou zvýrazněny tučně

faktor	df	dev	res. df	res. dev.	p
<b>null</b>			69	79.81	
fóliové dno	1	4.70	68	75.11	<b>0.03</b>
nadmořská výška	1	4.22	68	75.59	<b>0.04</b>
oslunění	1	3.13	68	76.68	0.08
vegetace obvod	1	2.21	68	77.60	0.14
hloubka	1	1.52	68	78.29	0.22
vegetace plocha	1	0.11	68	79.70	0.74
rozloha	1	0.05	68	79.76	0.83
sklon břehů	1	0.03	68	79.78	0.87

Pomocí zobecněných lineárních modelů bylo v případě čolka horského (výsledky viz Tab. 7) prokázáno ovlivnění jeho výskytu nadmořskou výškou ( $p = 0,04$ ) a typem dna ( $p = 0,03$ ). Nicméně společný vliv těchto dvou proměnných prokázán nebyl.

Průkaznost proměnné fóliové dno lze vyložit jako preferenci jezírek s fóliovým dnem ze strany čolka horského.



Průkaznost proměnné nadmořská výška lze spíše než stanovištní preferencí vysvětlit přítomností všech třech druhů čolků jen na lokalitě Počátky, která je situována v nejvyšší nadmořské výšce.

### 5.3.2 Skokan hnědý

**Tab. 8 - Tabulka analýz faktorů u skokana hnědého** (vysvětlení jednotlivých symbolů a metodika uvedena u Tab. 7)

faktor	df	dev	res. df	res. dev.	p
<b>null</b>			69	96.98	
nadmořská výška	1	4.30	68	92.68	<b>0.04</b>
vegetace obvod	1	3.41	68	93.57	0.06
fóliové dno	1	2.86	68	94.13	0.09
vegetace plocha	1	2.50	68	94.48	0.11
oslunění	1	1.52	68	95.46	0.22
sklon břehů	1	1.06	68	95.93	0.30
rozloha	1	0.50	68	96.48	0.48
hloubka	1	0.02	68	96.97	0.89

Z analýz vlivu charakteristik prostředí na prezenci skokana hnědého (Tab. 8) vyplývá, že na prezenci skokana hnědého má průkazný vliv jen nadmořská výška ( $p = 0,04$ ). Problematická je ovšem interpretace takového výsledku, neboť jezírka se nacházejí na výškovém gradientu pouze 146 m a skokan hnědý se vyskytoval běžně na všech třech lokalitách.

Hodnotě  $p \leq 0,05$  se ještě přiblížila obvodová vegetace ( $p = 0,06$ ). Společný vliv obou proměnných prokázán nebyl.

### 5.3.3 Ropucha obecná

**Tab. 9 - Tabulka analýz faktorů u ropuchy obecné** (vysvětlení jednotlivých symbolů a metodika uvedena u Tab. 7)

faktor	df	dev	res. df	res. dev.	p
<b>null</b>			69	67.19	
rozloha	1	0.49	68	66.70	0.48
vegetace plocha	1	0.24	68	66.96	0.63
fóliové dno	1	0.12	68	67.07	0.73
vegetace obvod	1	0.11	68	67.08	0.74
oslunění	1	0.08	68	67.11	0.77
hloubka	1	0.01	68	67.18	0.92
nadmořská výška	1	0.01	68	67.19	0.93
sklon břehů	1	0.00	68	67.19	0.98

Z analýz vlivu faktorů na prezenci ropuchy obecné (Tab. 9) vyplývá, že na její prezenci nemá žádná ze sledovaných charakteristik průkazný vliv.

### 5.3.4 Čolek obecný

**Tab. 10 - Tabulka analýz faktorů u čolka obecného** (vysvětlení jednotlivých symbolů a metodika uvedena u Tab. 7)

faktor	df	dev	res. df	res. dev.	p
<b>null</b>			69	53.71	
oslunění	1	7.39	68	46.33	<b>0.01</b>
rozloha	1	3.04	68	50.67	0.08
vegetace plocha	1	2.75	68	50.96	0.10
hloubka	1	2.53	68	51.18	0.11
nadmořská výška	1	2.06	68	51.65	0.15
sklon břehů	1	1.54	68	52.18	0.21
fóliové dno	1	0.46	68	53.26	0.50
vegetace obvod	1	0.12	68	53.60	0.73

Z analýz zobecněných lineárních modelů pro čolka obecného (Tab. 10) vyplývá, že na jeho prezenci má vliv pouze míra oslunění ( $p = 0,01$ ).

### 5.3.5 Čolek hranatý

**Tab. 11 - Tabulka analýz faktorů u čolka hranatého** (vysvětlení jednotlivých symbolů a metodika uvedena u Tab. 7)

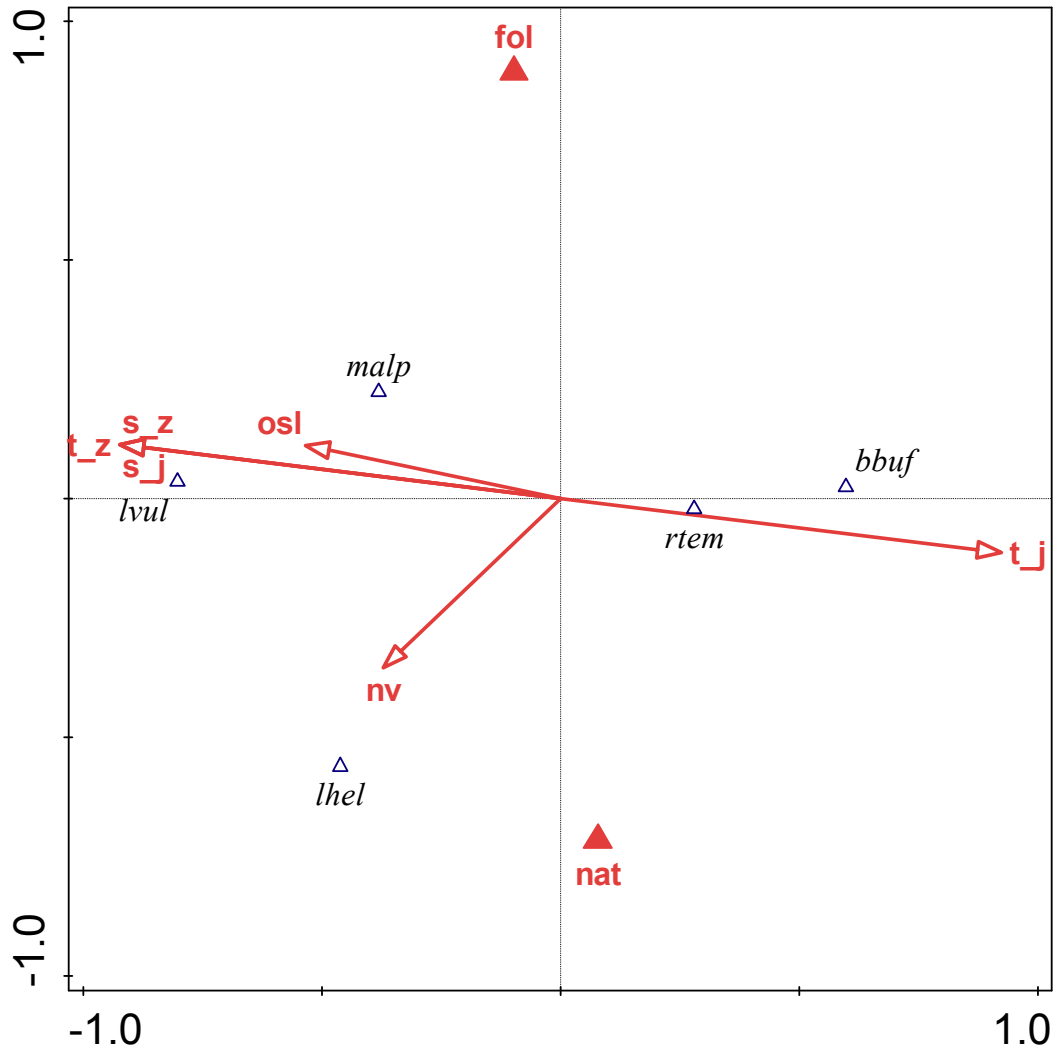
faktor	df	dev	res. Df	res. dev.	p
<b>null</b>			69	45.51	
oslunění	1	5.63	68	39.88	<b>0.02</b>
nadmořská výška	1	4.02	68	41.49	<b>0.05</b>
sklon břehů	1	1.59	68	43.92	0.21
rozloha	1	1.10	68	44.41	0.29
hloubka	1	0.97	68	44.54	0.33
vegetace plocha	1	0.71	68	44.80	0.40
fóliové dno	1	0.12	68	45.40	0.73
vegetace obvod	1	0.01	68	45.50	0.92

Při analýzách charakteristik u čolka hranatého (Tab. 11) byl zjištěn průkazný vliv nadmořské výšky ( $p = 0,05$ ) a oslunění ( $p = 0,02$ ).

Poté byl vytvořen model s oběma těmito proměnnými a byl testován postupně s oběma průkaznými hlavními proměnnými na konci. Jako průkazný se ukázal jen model v pořadí proměnných nadmořská výška, oslunění ( $p = 0,04$ ).

## 5.4 Analýza vlivu počasí na stanovištní preference

Obr. 2 - DCCA diagram vlivu počasí a vybraných charakteristik prostředí na přítomnost obojživelníků (Vysvětlované proměnné: *malp* – čolek horský, *rtem* – skokan hnědý, *bbuf* – ropucha obecná, *lvul* – čolek obecný, *lhel* – čolek hranatý; vysvětlující proměnné: *fol* – fóliové dno, *nat* – přírodní dno, *osl* – oslunění, *nv* – nadmořská výška, *t\_j* – jarní teploty, *t\_z* – zimní teploty, *s\_j* – jarní srážky, *s\_z* – zimní srážky), Monte-Carlo permutační test na první ose: pseudo-F = 7,7, p = 0,012, Monte-Carlo permutační test na všech osách: pseudo-F = 2,6, p = 0,0018



Z ordinačního diagramu popisujícího vliv počasí na stanovištní preference (Obr. 2) je patrný silný vztah oslunění (*osl*) a počasí (*s\_z*, *s\_j*, *t\_z*, *t\_j*). Na jaře, kdy probíhá rozmnožování, vyhledávají evidentně obojživelníci jezírka s teplejší vodou. V době, kdy je jaro chladné (*t\_j*) a bohaté na srážky (*s\_j*), preferují totiž obojživelníci osluněná jezírka (*osl*). Stejně tak pokud je předcházející zima teplá (*t\_z*) a bohatá na srážky (*s\_z*). To je ale pravděpodobně spíše způsobeno silnějšími vazbami proměnných počasí mezi sebou než mezi zimním počasím a osluněním. Nadmořská výška evidentně ve vztahu s počasím není.

### **čolek horský (malp)**

GLM označily u čolka horského jako průkazný pouze vliv oslunění (osl) a typu dna (nat, fol) nezávisle na sobě. Proto je zde popisován jen ve vztahu k těmto dvěma proměnným a počasí. Z diagramu vyplývá, že čolek horský preferuje dobře osluněná jezírka, a to především během chladných a na srážky bohatých jarních období. Zároveň nezávisle na tom preferuje jezírka s fóliovým dnem.

### **skokan hnědý (rtem)**

Podle analýz GLM má na prezenci skokana hnědého prokazatelný vliv jen nadmořská výška (nv). Podle Obr. 2 ale nelze spolehlivě určit, zda se jedná o preferenci vyšších či nižších nadmořských výšek. To je patrně způsobeno poměrně krátkým gradientem o velikosti 146 m.

Co se počasí týče, preferuje skokan hnědý spíše teplá jara s malým množstvím srážek.

### **ropucha obecná (bbuf)**

Výskyt ropuchy obecné nebyl podle GLM ovlivněn žádnou proměnnou. Její výskyt byl tedy analyzován jen ve spojitosti s počasím. Podle Obr. 2 jsou teplotní a srážkové preference ropuchy ob. podobné skokanu hnědému. Jen jsou ještě více posunuty směrem k suchému a teplému jaru.

### **čolek obecný (lvul)**

Z analýz GLM pro čolka obecného vyplývá, že jeho výskyt je ovlivněn osluněním. Podle Obr. 2 je pro čolka obecného podstatné dobře osluněné jezírko, a to zejména během chladných a na srážky bohatých jarních období.

### **čolek hranatý (lhel)**

Na přítomnost čolka hranatého mají podle analýz GLM prokazatelný vliv nadmořská výška a oslunění, a to i společně v pořadí nadmořská výška, oslunění. Podle Obr. 2 čolek hranatý skutečně preferuje jezírka ve vyšších nadmořských výškách. Zároveň preferuje dobře osluněná jezírka, a to zejména během chladných a na srážky bohatých jarních období.

Při pohledu na Obr. 2 bez ohledu na výsledky analýz GLM je patrné, že v preferencích jednotlivých druhů k různým typům dna lze vyzorovat tři kategorie: (i) druhy preferující fóliové dno: čolek horský, (ii) druhy nezávislé na typu dna:

skokan hnědý, ropucha obecná, čolek obecný a (iii) druhy preferující přírodní dno:  
čolek hranatý.

## 6. DISKUSE

### 6.1 Diskuse metodiky

V pracích zabývajících se monitoringem společenstev se standardně používají tyto tři typy metod: (i) liniové zábrany se zemními padacími pastmi, (ii) obchůzka lokality kombinovaná s odhadem početnosti podle odposlechu nebo pozorování a (iii) prolovování částí nebo celých jezírek. Vzhledem k místním specifickým podmínkám a mým omezeným možnostem byl monitoring prováděn metodou (ii). Pouze v případech, kdy byla determinace na dálku nemožná či nespolehlivá, bylo přistoupeno k odlovu jedince.

Do monitoringu bylo zařazeno 35 jezírek, což je mnohem méně, než v pracích dalších 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. Významné kvalitativní zlepšení by jistě znamenalo zařazení dalších lokalit do monitoringu.

V této práci byly, stejně jako v jiných podobných studiích, zaznamenávány pouze údaje o prezenci/absenci jednotlivých druhů (Baker a Halliday 1999, Bosch a Martínez–Solano 2003, Ficetola a De Bernardi 2004, Stumpel a van der Voet 1998).

Pro komplexnější pohled by jistě bylo dobré brát v úvahu i charakteristiky druhé až čtvrté úrovně, tak jako to provedli např. Baker a Halliday (1999), Stumpel a van der Voet (1998), Handl (2006) nebo Kopecký a kol. (2010),

Při výběru sledovaných charakteristik mi byli vzorem 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 uváděná Vojarem (2007).

Oproti jiným studiím (např. Stumpel a van der Voet 1998, Ficetola a De Bernardi 2004) nebylo třeba rozhodovat se mezi dělením vegetace na břehovou/hladinovou, nebo na litorální/emerní (plovoucí)/submerzní (ponořenou). Na jezírkách byl výskyt plovoucí vegetace minimální. Postačující tedy bylo dělení břehová/hladinová, které používali Stumpel a van der Voet (1998).

Problematika počasí je velmi těžko porovnatelná, neboť většina studií, které s ním operují, neřeší rozdíly mezi jednotlivými sezónami, a jak tyto rozdíly ovlivňují

stanovištní preference. Spíše se orientují na změny v rozšíření druhů a početnostech jejich populací či ovlivnění šíření chytridiomykózy vlivem dlouhodobých změn klimatu (např. Careay a Alexander 2003, Rohr a Madison 2003, Burrowes a kol. 2004, Sztatecsny a Hödl 2009, Murray a kol. 2013). Problematice této práce se asi nejvíce blíží práce, kterou publikovali Trumbo a kol. (2012). Ti ale používali roční časové úseky a více teplotních a srážkových charakteristik. I cíle jejich práce byly poněkud odlišné, ačkoliv určité podobnosti v nich najít lze.

## 6.2 Diskuse výsledků

### 6.2.1 Obsazení nádrží a druhové zastoupení

Prezence obojživelníků byla zaznamenána u 86 % jezírek. Vzhledem k tomu hodnotím budování jezírek jako úspěšné. V dalších podobných pracích byly za úspěšné považovány hodnoty 80 % (Handl 2006, Stumpel a van der Voet 1998), či dokonce jen 65 % (Baker a Halliday 1999).

Podle Moravce (1994) se mělo na zkoumaném území vyskytovat devět druhů obojživelníků. Tento údaj ale vycházel z prezence druhů v příslušném faunistickém čtverci. Nebyl tedy příliš přesný. Pro srovnání jsou tedy patrně vhodnější data z nálezové databáze AOPK (2012), která na příslušných katastrech předpokládají těchto pět druhů: skokan hnědý, ropucha obecná, čolek horský, čolek obecný a čolek hranatý. Všechny těchto pět druhů bylo také nalezeno. Navíc byl nalezen i jeden druh, který nebyl očekáván, a to skokan rodu *Pelophylax*. Jednalo se ovšem jen o jeden nález dospělého na jezírku Haj\_10. Pravděpodobně se tedy jednalo o náhodný výskyt (Moravec 1994, AOPK 2012). Výskyt všech tří čolků byl potvrzením očekávaného stavu (Zavadil a Kolman 1990, Moravec 1994, AOPK 2012). Čolek hranatý je navíc v rámci ČR i v rámci oblasti Kraslicka vzácný druh, o jehož výskytech v ČR je k dispozici jen málo informací (Zavadil a Kolman 1990, AOPK 2012). Možnost jakéhokoliv srovnání je proto velmi omezená.

V kontextu počtu nalezených druhů, pro srovnání Stumpel a van der Voet (1998) v Nizozemí našli devět druhů, Rannap a kol. (2009) sedm druhů v Estonsku a Baker a Halliday (1999) čtyři druhy ve Velké Británii. Tyto studie se ovšem zásadně lišily v těchto bodech: (i) rozsah zkoumané plochy, (ii) umístění zkoumané plochy, (iii) podnebí panující v oblasti a (iv) potenciál tamní fauny.

### 6.2.2 Vliv charakteristik prostředí

U **čolka horského** byl zjištěn průkazný vliv nadmořské výšky a typu dna. Vliv nadmořské výšky byl ale zjišťován na gradientu o velikosti pouze 146 m. Tento výsledek byl pravděpodobně způsoben tím, že k nálezům čolka horského (stejně jako všech ostatních čolků) došlo téměř výhradně na lokalitě Počátky, která se nachází v nejvyšší nadmořské výšce. Na ostatních lokalitách se čolci patrně nevyskytují kvůli charakteristikám, které v této práci zkoumány nebyly. Vliv typu dna je celkem očekávatelný. O preferenci holého dna čolkem horským hovoří např. Duellman a Trueb (1994), Stumpel a van der Voet (1998), Mikátová a Vlašín (2002), Zavadil a kol. (2011) a Šikola (2012).

Na přítomnost **skokana hnědého** měla podle výsledků vliv pouze nadmořská výška. Vzhledem k velmi krátkému gradientu považují ale tento údaj za nespolehlivý. Stejně tak i jiní autoři považují skokana hnědého za druh k nadmořské výšce velmi tolerantní (Duellman a Trueb 1994, Mikátová a Vlašín 2002, Zavadil a kol. 2011).

V případě **ropuchy obecné** se ani jedna z proměnných nepřiblížila k hodnotě  $p \leq 0,05$ . Evidentně se tedy jedná o druh na biotop ještě méně náročný než skokan hnědý. Jiní autoři také nezmiňují žádné stanovištní preference (Duellman a Trueb 1994, Zavadil a kol. 2011, Šikola 2012).

Přítomnost **čolka obecného** byla průkazně ovlivněna mírou oslunění jezírka. Taktéž další autoři se přiklánějí k názoru, že pro čolka obecného je důležité dobré oslunění biotopu (Duellman a Trueb 1994, Mikátová a Vlašín 2002, Zavadil a kol. 2011).

U **čolka hranatého** byl prokázán společný vliv nadmořské výšky a oslunění, a to v tomto pořadí. Vliv nadmořské výšky je pravděpodobně způsoben stejnými příčinami jako u čolka horského. Čolek hranatý se v rámci ČR vyskytuje pouze na dvou lokalitách na Kraslicku (Zavadil a Kolman 1990, Berger a kol. 1997). Vzhledem k tomu, že se jedná stejně jako u čolka obecného o „malého“ čolka, není průkazný vliv oslunění ničím překvapivým (Duellman a Trueb 1994, Zavadil a kol. 2011).

### 6.2.3 Vliv počasí na stanovištní preference

Z výsledků vyplývá, že čolci preferují teplejší vodu než žáby. Jejich výskyt je tedy ovlivněn počasím. Je-li jaro chladné a bohaté na srážky, ustupují čolci do více



osluněných, a tedy teplejších jezírek. To platí zejména u čolka obecného, u něhož toto potvrzují i GLM. Pro žáby takové počasí naopak znamená otevření nových nik. To potvrzuje i literatura, která zejména u malých čolků hovoří o vazbě na osluněné, a tedy prohřáté vodní plochy (Duellman a Trueb 1994, Mikátová a Vlašín 2002, Zavadil a kol. 2011). Je ještě třeba poznamenat, že počasí na lokalitách je pravděpodobně drsnější než na meteorologické stanici v Karlových Varech kvůli vyšší nadmořské výšce.

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

#### **6.3.1 Bublava a Háj**

Budování jezírek na lokalitách Bublava a Háj nelze hodnotit pozitivně, nicméně většinou ne vlivem jejich konstrukce, jako spíše z hlediska jejich umístění.

Na lokalitě Háj dochází ke splachům z polí do jezírek. Tak jsou do nich přinášena hnojiva, pesticidy a sediment. Navíc v r. 2010 ležela několik měsíců poblíž jezírek halda chlévské mrvy o rozměrech cca 15 × 10 m. Toto vše společně způsobuje zanášení jezírek v horní části kaskády, silný růst řas a sinic začínající zhruba na začátku června a zarůstání okolí ruderalními rostlinami (kopřivy apod.).

Tři jezírka na lokalitě Bublava jsou postavena přímo na vodoteči a zejména v jarních měsících přes ně teče velmi silný proud vody. To je také patrně důvodem jejich malé úspěšnosti. Občasně zde byly nalezeny pouze snůšky skokana hnědého, a to navíc v nejhlubších místech jezírek, kde je proudění nejslabší.

#### **6.3.2 Počátky**

Budování jezírek na této lokalitě lze hodnotit jen kladně. Alespoň jeden nález byl učiněn na 18 jezírkách z 19, navíc zde bylo nalezeno všech pět hledaných druhů obojživelníků. Za jediné negativum lze považovat téměř trvale vyschlé jezírko 7C a zničení jezírka 22 během stavby lesní cesty. Mimořádnou pozornost – v pozitivním slova smyslu – si zaslouží jezírka 19A-C. Na těchto jezírkách se opakují nálezy vzácného čolka hranatého. Navíc se zde na malé ploše (cca 6 arů) běžně vyskytuje všech pět zdejších druhů obojživelníků. Jezírko 19C lze navíc hodnotit pozitivně i pro jeho potenciál. Obsahuje mnoho druhů vegetace: keříčkovitou u dna, listy

splývající na hladině a řapíky těchto listů v celé výšce vodního sloupce. Ty poskytují obojživelníkům řadu různých úkrytů. Navíc podél břehů jsou holá místa, kde se mohou zvířata vyhřívat (viz Obr. 3).

**Obr. 3 – Jedna z nejlepších lokalit jezírko 19C**



## **6.4 Návrh managementu**

### **6.4.1 Bublava**

Na lokalitě Bublava nemá jakýkoliv management smysl. Jezírka jsou zde umístěna nevhodně. Obojživelníky nejsou téměř vůbec využívána, takže jejich ošetřování by bylo jen plýtváním prostředků.

### **6.4.2 Háj**

Na lokalitě Háj by výrazné zlepšení přinesla změna obhospodařování okolních polí. V současnosti zde probíhá orba po svahu, tedy přímo směrem k jezírkům. Dobrým opatřením by pro začátek byla alespoň orba po vrstevnici. V ideálním případě by také mohlo dojít k omezení hnojení.

Velmi přínosnou změnou by rovněž bylo odtěžení zeminy kontaminované ze zmíněné haldy chlěvské mrvy. Otázkou ovšem je, kam až látky z haldy pronikly a kolik zeminy by tedy bylo třeba odtěžit. Velmi diskutabilní je rovněž cena takového zásahu.

Horní jezírka kaskády by rovněž bylo třeba odbahnit.

### **6.4.3 Počátky**

Jezírka na lokalitě Počátky žádný výrazný management nepotřebují. Obzvláště to platí pro jezírka s fóliovým dnem, která jsou ve zdejších podmínkách prakticky bezúdržbová. Jediný problém shledávám u jezírka 7C. To bylo opakovaně nalezeno vyschlé. Byla by tedy vhodná jeho rekonstrukce a přemístění alespoň o dva metry směrem do volné plochy hraničního průseku. Nyní je jezírko shora kryto větvemi javoru rostoucího v jeho sousedství, které pravděpodobně snižují množství srážkové vody, která se do jezírka dostává.

Dále bych doporučoval stavbu nových jezírek směrem na severovýchod k obci Kraslice – Hraničná, kde se nacházejí další jezírka pro obojživelníky. Pro zvířata by to znamenalo propojení obou lokalit a umožnilo by jim to snazší migraci.

## 7. ZÁVĚR

Během sezón 2011 a 2012 byl od 1. dubna do 31. července proveden monitoring výskytu obojživelníků na 35 tůních vybudovaných na Kraslicku (okres Sokolov). Jezírka byla vybudována na třech lokalitách pojmenovaných podle názvů nejbližších sídel Bublava, Háj a Počátky. Ke každému jezírku byla zjišťována data o prezenci obojživelníků a o vlastnostech vodního biotopu (oslunění, typ dna, pokryvnost vegetací atp.).

Celkem bylo nalezeno šest druhů obojživelníků: skokan hnědý (28 jezírek), ropucha obecná (12 jezírek), čolek horský (14 jezírek), čolek obecný (osm jezírek), čolek hranatý (šest jezírek) a jeden náhodný výskyt „zeleného“ skokana.

Na jednom jezírku se současně vyskytovalo maximálně pět druhů obojživelníků, konkrétně na jezírku 8A na lokalitě Počátky. Šlo však spíše o výjimečnou situaci.

Vliv vlastností prostředí na výskyt jednotlivých druhů byl zjišťován pomocí zobecněných lineárních modelů. U čolka horského se projevily na sobě nezávislé preference k vyšším nadmořským výškám a fóliovému dnu. Prezence skokana hnědého je prokazatelně ovlivněná nadmořskou výškou, nicméně tento výsledek je diskutabilní (výškový gradient jen 146 m). Na přítomnost ropuchy obecné nemá průkazný vliv žádná ze sledovaných vlastností biotopu. Jedná se tedy o velmi tolerantní druh. U čolka obecného byla prokázána výrazná preference dobře osluněných biotopů. Čolek hranatý preferuje jezírka ve vyšších nadmořských výškách a dobře osluněná. Ovšem údaj o preferenci vyšších nadmořských výšek je z výše uvedených důvodů opět diskutabilní.

Silná vazba se projevila mezi charakterem jarního počasí a preferovaným osluněním jezírek. Čím je jarní počasí chladnější a deštivější, tím více osluněná a tedy teplá jezírka zvířata vyhledávají. Ukázalo se také, že čolci vyhledávají pro rozmnožování spíše teplejší biotopy, které jim umožňují rychlejší vývoj potomstva. Zejména to platí o čolku obecném.

Během budování dalších jezírek bude třeba brát zřetel na údaje zjištěné o zkoumaných druzích. Některé druhy preferují raná sukcesní stádia zde simulovaná fóliovým dnem (čolek horský). Jiné druhy jsou náročné na dostatečně prosluněné, a

tedy teplé biotopy (čolek obecný, čolek hranatý, čolek horský). Některé jsou naopak na biotop prakticky bez nároků (skokan hnědý, ropucha obecná).

Pro další studie bych zejména doporučoval rozšířit zpětný monitoring o více jezírek na co nejpestřejším spektru lokalit. Dojde tak k významnému navýšení kvality i kvantity dat.

## 8. POUŽITÁ LITERATURA

- **BAKER, J. a T. R. HALLIDAY, 1999:** Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *The Herpetological Journal*. Č. 2, s. 55–63.
- **BAKER, J., T. J. C. BEEBEE, J. BUCKLEY, T. GENT a D. ORCHARD, 2011:** *Amphibian habitat management handbook*. Bournemouth: Amphibian and Reptile Conservation, 69 s.
- **BANKS, B. a T. J. C. BEEBEE, 1978:** Factors influencing breeding site choice by the pioneering amphibian *Bufo calamita*. *Holarctic ecology*. Č. 1, s. 14–21.
- **BARUŠ, V. a O. OLIVA, 1992:** *Fauna ČSFR, Obojživelníci – Amphibia*. Academia, Praha.
- **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*. Č. 15, s. 9031–9036. 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). *Zeitschrift für Feldherpetologie*. Č. 4, s. 101–113.
- **BINKLEY, C. A., B. PLESKY, K. WERNER a S. DROEGE, 1998:** Using the visible implant fluorescent elastomer (VIE) tagging system to mark salamanders. In: *U.S. Geological Survey* [online]. [cit. 2014-04-18]. Dostupné z: <http://www.pwrc.usgs.gov/resshow/droege2rs/salmark.htm>
- **BONNET, X., D. PEARSON, M. LADYMAN, O. LOURDAIS a D. BRADSHAW, 2002:** ‘Heaven’ for serpents? A mark–recapture study of tiger snakes (*Notechis scutatus*) on Carnac Island, Western Australia. *Austral Ecology*. Č. 27, s. 442–450.
- **BOSCH, J. a I. MARTÍNEZ-SOLANO, 2003:** Factors Influencing Occupancy of Breeding Ponds in a Montane Amphibian Assemblage. *Journal of Herpetology*. Č. 2, s. 410.
- **BRAND, A. B. a J. W. SNODGRASS, 2009:** Value of Artificial Habitats for Amphibian Reproduction in Altered Landscapes. *Conservation Biology the Journal of the Society for Conservation Biology*. č. 1, s. 295–301.
- **BRIDGES, C. M. a R. D. SEMLITSC, 2000:** Variation in pesticide tolerance among and within species of *Ranidae* and patterns of amphibian decline. *Conservation Biology*. Č. 14, č. 5, s. 1490–1499.
- **BURROWES, P. A., R. L. JOGLAR a D. E. GREE, 2004:** Potential causes for amphibian declines in Puerto Rico. *Herpetologica*. Č. 2, s. 141–154. DOI: <http://dx.doi.org/10.1655/03-50>. Dostupné z: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1655/03-50>
- **CAREY, C. a M. A. ALEXANDE, 2003:** Climate change and amphibian declines: is there a link?. *Diversity and Distributions*. č. 9, s. 111–121.
- **CLARKE, R. D., 1972:** The effect of toe–clipping on survival in Fowler’s toad (*Bufo woodhousei fowleri*). *Copeia*. Č. 1, s. 182–185.

- **CIVIŠ, P., J. VOJAR a V. BALÁŽ, 2010:** Chytridiomykóza – hrozba pro naše obojživelníky? *Ochrana přírody*. Č. 4, s. 18–20.
- **COOPER, J., 2011:** Escape strategy and vocalization during escape by American Bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*). *Amphibia-Reptilia*. Č. 2, s. 213–221. DOI: 10.1163/017353711X559085.
- **CRAWFORD, J. A. a R. D. SEMLITSCH, 2007:** Estimation of Core Terrestrial Habitat for Stream–Breeding Salamanders and Delineation of Riparian Buffers for Protection of Biodiversity. *Conservation Biology*. Č. 1, s. 152–158. 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* .: Chichester: John Wiley, viii, 942 s.
- **ČHMU, 2014a:** Územní teploty. *Český hydrometeorologický ústav* [online]. [cit. 2014-04-12]. Dostupné z: [http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4\\_Historicka\\_data/P4\\_1\\_Pocasi/P4\\_1\\_4\\_Uzemni\\_teploty&nc=1&portal\\_lang=cs#PP\\_Uzemni\\_teploty](http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_4_Uzemni_teploty&nc=1&portal_lang=cs#PP_Uzemni_teploty)
- **ČHMU, 2014b:** Územní srážky. *Český hydrometeorologický ústav* [online]. [cit. 2014-04-12]. Dostupné z: [http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4\\_Historicka\\_data/P4\\_1\\_Pocasi/P4\\_1\\_5\\_Uzemni\\_srazky&nc=1&portal\\_lang=cs#PP\\_Uzemni\\_srazky](http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_5_Uzemni_srazky&nc=1&portal_lang=cs#PP_Uzemni_srazky)
- **DALBECK, L a K. WEINBERG, 2009:** Artificial ponds: a substitute for natural Beaver ponds in a Central European Highland (Eifel, Germany)?. *Hydrobiologia*. č. 630, s. 49–62.
- **DALY, J. W., H. M. GARRAFFO a T. F. SPANDE, 1999:** Chapter One Alkaloids from amphibian skins. *Alkaloids: Chemical and Biological Perspectives*. Č. 13, s. 1–161. DOI: 10.1016/S0735-8210(99)80024-7.
- **DENOËL, M. a A. LEHRMANN, 2006:** Multi–scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation*. Č. 4, s. 495–504. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.01.009. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632070600036X>
- **DENTON, J. S., S. P. HITCHINGS, T. J. C. BEEBEE a A. GENT, 1997:** A Recovery Program for the Natterjack Toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology*. Č. 6, s. 1329–1338. DOI: 10.1046/j.1523–1739.1997.96318.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523–1739.1997.96318.x>
- **DIXON, A. D., W. R. COX, E. M. EVERHAM a D. W. CEILLEY, 2011:** Anurans as Biological Indicators of Restoration Success in the Greater Everglades Ecosystem. *Southeastern Naturalist*. Č. 4, s. 629–646. 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.

- **DODD Jr., C. K., 2010:** *Amphibian ecology and conservation: a handbook of techniques*. New York: Oxford University Press, xxvii, 556 s.
- **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 (ed.). *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*, s. 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.
- **DUBOIS, A. a J. RAFFAËLLI, 2009:** A new ergotaxonomy of the family salamandridae goldfuss, 1820 (amphibia, urodela). *Alytes*. Č. 1-4, s. 1–85.
- **DUELLEMAN, W. E. a L. TRUEB, 1994:** *Biology of Amphibians. Second Edition*. The John Hopkins University Press, Baltimor and London.
- **DUNNING, J. B., B. J. DANIELSON a H. R. PULLIAM, 1992:** Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*. Č. 1, s. 169–175.
- **DUŠEK, J., 2006:** Sledování stavu biotopů a druhů z hlediska ochrany přírody. *Ochrana přírody*. Č. 61, s. 187–188.
- **FICETOLA, G. F. a F. DE BERNARDI, 2004:** Amphibians in a human–dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*. Č. 2, s. 219–230. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.11.004. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320703004464>
- **FROST, D. R., T. GRANT, J. FAIVOVICH, R. H. BAIN, A. HAAS, C. F. B. HADDAD, R. O. DE SA, A. CHANNING, M. WILKINSON, S. C. DONNELLAN, C. RAXWORTHY, J. A. CAMPBELL, B. L. BLOTTO, P. MOLER, R. C. DREWES, R. A. NUSSBAUM, J. D. LYNCH, D. M. GREEN a W.C. WHEELER, 2006:** The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. Č. 297, s. 1–370.
- **GAMBLE, L. R., K. MCGARIGAL a B. W. COMPTON, 2007:** Fidelity and dispersal in the pond–breeding amphibian, *Ambystoma opacum*: Implications for spatio–temporal population dynamics and conservation. *Biological Conservation*. Č. 3–4, s. 247–257. 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*. Č. 4, 1155–1162.
- **GLEDHILL, D. G., P. JAMES a D. H. DAVIES, 2008:** Pond density as a determinant of aquatic species richness in an urban landscape. *Landscape Ecology*. Č. 10, s. 1219–1230. DOI: 10.1007/s10980–008–9292–x. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10980–008–9292–x>
- **GOLAY, N. a H. DURRER, 1994:** Inflammation due to toe–clipping in natterjack toads (*Bufo calamita*). *Amphibia Reptilia*. Č. 15, s. 81–96.
- **GRANT, T., P. COLOMBO, L. VERRASTRO a R. SAPORITO, 2012:** The occurrence of defensive alkaloids in non-integumentary tissues of the Brazilian red-belly toad



*Melanophryniscus simplex* (Bufonidae). *Chemoecology*. Č. 3, s. 169–178. DOI: 10.1007/s00049-012-0107-9.

- **GREENBERG, D. A. a D. M. GREEN, 2013:** Effects of an Invasive Plant on Population Dynamics in Toads. *Conservation Biology*. Č. 5, s. 1049–1057. DOI: 10.1111/cobi.12078.
- **HANDL L., 2006 nepublikováno:** Osídlování nově vytvořených vodních ploch obojživelníky na území CHKO Kokořínsko. Diplomová práce, dep. in: Katedra ekologie FŽP ČZU v Praze.
- **HANDL L. a J. VOJAR, 2006:** Osídlování uměle vytvořených vodních nádrží obojživelníky na území CHKO Kokořínsko. In Bryja J. & Zukal J. (ed.): Zoologické dny Brno 2006. Sborník abstraktů z konference 9.–10. února 2006. Ústav obratlovců AV ČR, Brno, str. 134–144.
- **HARTEL, T., S. NEMES, L. DEMETER a K. 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, S. J. a R. T. M'CLOSKEY, 1998:** Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *Journal of Biogeography*. Č. 25, s. 763–772.
- **HEYER W. R., M. A. DONNELLY, R. W. MCDIARMID, L.–A. HAYEK a M. S. FOSTER (ed.), 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*. Č. 2, s. 139–149. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.05.025. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000632070400432X>
- **CHENG, W., Y. CHEN, H. YU, J. D. ROBERTS, Y. KAM a T. TREGENZA, 2013:** Sequential Polygyny During Egg Attendance is Rare in a Tree Frog and Does not Increase Male Fitness. *Ethology*. Č. 4, s. 286–295. DOI: 10.1111/eth.12062.
- **JANOUŠEK, K. a Z. SMUTNÝ, 1990:** Čolek hranatý *Triturus helveticus* novou součástí herpetofauny Československa: *Akvárium terárium*. Č. 33(a), s. 30–32.
- **JOHNSON, S. A., 2003:** Orientation and migration distances of a pond-breeding salamander (*Notophthalmus perstriatus*, Salamandridae). *Alytes*. Č. 21, s. 3–22.
- **JOLLY, G. M., 1965:** Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika*. Č. 52, 1/2, s. 225–247.
- **JOLY, P., C. MIAUD, A. LEHMANN a O. GROLET, 2001:** Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology*. Č. 1, s. 239–248.
- **JOLY, P., C. MORAND a A. COHAS, 2003:** Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies*. Č. 2, s. 132–139. 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*, Č. 6, s. 599–608.
- **KNAPP, R.A., 2005:** Effects of nonnative fish and habitat characteristics on lentic herpetofauna in Yosemite National Park, USA. *Biological Conservation*. Č. 2, s. 265–279. DOI:

10.1016/j.biocon.2004.05.003. Dostupné z:

<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320704002009>

- **KOLEKTIV. AOPK ČR, 2011a:** *Skokan hnědý (Rana temporaria): Metodika monitoringu* [online]. [cit. 2014-04-11]. Dostupné z:  
[http://www.nature.cz/publik\\_syst2/files/rana\\_temporaria\\_mon\\_met.pdf](http://www.nature.cz/publik_syst2/files/rana_temporaria_mon_met.pdf)
- **KOLEKTIV. AOPK ČR, 2011b:** *Čolek karpatský (Triturus montandoni): Metodika monitoringu* [online]. [cit. 2014-04-11]. Dostupné z:  
[http://www.nature.cz/publik\\_syst2/files/triturus\\_montandoni\\_mon\\_met.pdf](http://www.nature.cz/publik_syst2/files/triturus_montandoni_mon_met.pdf)
- **KOLMAN, P. a V. ZAVADIL, 1994:** *Triturus helveticus – Čolek hranatý*. In: Moravec (ed.) 1994, Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Národní muzeum, Praha. S. 23–24.
- **KOPECKÝ, O., J. VOJAR a M. DENOËL, 2010:** Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia*. Wiesbaden: Akademische Verlagsgesellschaft. Č. 1, s. 109–116.
- **KOVAR, R., M. BRABEC, R. VITA a R. BOCEK, 2009:** Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia*. Č. 3, s. 367–378. DOI: 10.1163/156853809788795236.
- **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*. Č. 2, s. 388–396.
- **LINCOLN, F. CH., 1930:** Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. *USDA Circular*. Č. 118, s. 1–4.
- **LOMAN, J. a G. ANDERSSON, 2007:** Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation*. Č. 1, s. 46–56. 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. In: *U.S. Geological Survey* [online]. [cit. 2014-04-18]. Dostupné z:  
<http://www.pwrc.usgs.gov/markings/mallory.html>
- **MARES, M. A., K. E. STREILEIN a M. R. WILLIG, 1981:** Experimental assessment of several population estimation techniques on an introduced population of eastern chipmunks. *Journal of Mammalogy*. Č. 62, s. 315–328.
- **MARSH, D. M. a P. C. TRENHAM, 2001:** Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*. Č. 15, s. 29–35.
- **MATOS, C., N. SILLERO a E. ARGAÑA, 2012:** Spatial analysis of amphibian road mortality levels in northern Portugal country roads. *Amphibia-Reptilia*. Č. 33, 3/4, s. 469–483. DOI: 10.1163/15685381-00002850.
- **MEASEY, G. J., D. J. GOWER, O. V. OOMMEN a M. 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.

- **MEBS, D. a W. POGODA, 2005:** Variability of alkaloids in the skin secretion of the European fire salamander (*Salamandra salamandra terrestris*). *Toxicon*. Č. 5, 603–606. DOI: 10.1016/j.toxicon.2005.01.001.
- **MCCARTHY, M. A. a K. 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, B. a M. VLAŠÍN, 2002:** *Ochrana obojživelníků: Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 1*. Brno: EkoCentrum Brno.
- **MORAVEC, J. (ed.), 1994:** Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. *Atlas of the Czech Amphibians*. Národní muzeum, Praha.
- **MURRAY, K. A., L. F. SKERRATT, S. GARLAND, D. KRITICOS, H. MCCALLUM a D. CANESTRELLI, 2013:** Whether the Weather Drives Patterns of Endemic Amphibian Chytridiomycosis: A Pathogen Proliferation Approach. *PLoS ONE* [online]. Č. 4, e61061 [cit. 2014-02-13]. DOI: 10.1371/journal.pone.0061061. Dostupné z: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0061061>
- **NGO, B. V., C. D. NGO a P. L. HOU, 2013:** Reproductive Ecology of *Quasipaa verrucospinosa* (Bourret, 1937): Living in the Tropical Rain Forests of Central Vietnam. *Journal of Herpetology*. Č. 1, s. 138–147. DOI: 10.1670/11-286.
- **Northwest Marine Technology, Inc., 2003:** Tagging Reptiles and Amphibians
- **Northwest Marine Technology, Inc., 2005:** Manual Elastomer Injection Systems
- **PECHMANN, J. H. K., D. E. SCOTT, R. D. SEMLITSCH, J. P. CALDWELL, L. J. VITT a J. W. GIBBONS, 1991:** Declining Amphibian Populations: The Problem of Separating Human Impacts from Natural Fluctuations. *Science*. Č. 5022, s. 892–895.
- **PETERSEN, C. G. T., 1896:** The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea. *Report of the Danish Biological Station*. Č. 6, s. 1–48.
- **PETRANKA, J. W., C. A. KENNEDY a S. S. MURRAY, 2003a:** Response of amphibians to restoration of a southern appalachian wetland: A long-term analysis of community dynamics. *Wetlands*. 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*, Č. 2, s. 278–290.
- **POPE, S. E., L. FAHRIG a H. G. MERRIAM, 2000:** Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology*. Č. 9, s. 2498–2508.
- **PRIMACK, R. B., P. KINDLMANN a J. JERSKÁKOVÁ, 2001:** Biologické principy ochrany přírody. Portál, Praha.

- **RANNAP, R., A. LÖHMUS a L. BRIGGS, 2009:** Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia*. Č. 1, s. 87–95. DOI: 10.1007/s10750-009-9884-8. Dostupné z: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10750-009-9884-8>
- **RESETARITS, W. J., 2005:** Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. *Ecology Letters*. Č. 5, s. 480–486. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00747.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2005.00747.x>
- **ROČEK, Z., 1992:** *Trituris montandoni* (Boulenger, 1880) – čolek karpatský, In: Baruš, V. a kol.: Fauna ČSFR, sv. 25. Academia, Praha. S. 122–126.
- **ROHR, J. R. a D. M. MADISON, 2003:** Dryness increases predation risk in efts: support for an amphibian decline hypothesis. *Oecologia*. Č. 135, s. 657–664. DOI: 10.1007/s00442-003-1206-7.
- **R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012:** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.
- **SALVIDIO, S., 2011:** Stability and annual return rates in amphibian populations. *Amphibia-Reptilia*. Č. 1, s. 119–124. DOI: 10.1163/017353710X541887.
- **SCHMIDT, B. R., M. SCHAUB a B. 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, s. 375–388.
- **SEBER, G. A. F., 1965:** A note on the multiple recapture census. *Biometrika*. Č. 52, ½, s. 249–259.
- **SEMLITSCH, R. D., 2002:** Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic–Breeding Amphibians. *Conservation Biology*. Č. 3, s. 619–629. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.00512.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.2002.00512.x>
- **SEMLITSCH, R. D., T. L. ANDERSON, M. S. OSBOURN a B. H. OUSTERHOUT, 2014:** STRUCTURE AND DYNAMICS OF RINGED SALAMANDER (*AMBYSTOMA ANNULATUM*) POPULATIONS IN MISSOURI. *Herpetologica*. Č. 1, s. 14–22.
- **SCHWARZ, C. J., 2001:** The Jolly-Seber model: More than just abundance. *JOURNAL OF AGRICULTURAL BIOLOGICAL AND ENVIRONMENTAL STATISTICS*. Č. 2, s. 195–205.
- **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.
- **SZTATECSNY, M. a W. HÖDL, 2009:** Can protected mountain areas serve as refuges for declining amphibians? Potential threats of climate change and amphibian chytridiomycosis in an alpine amphibian population. *Journal on Protected Mountain Areas Research*. Č. 2, s. 19–24. DOI: 10.1553/ecomont2s19. Dostupné z: <http://hw.oeaw.ac.at?arp=0x0022aa09>
- **STUMPEL, A. H. P. a H. van der VOET, 1998:** Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia*. Č. 19, s. 125–142.

- **ŠIKOLA, M., 2012 nepublikováno:** *Mapování výskytu a preferované vlastnosti prostředí obojživelníků na Kraslicku*. Praha, Bakalářská práce. dep. in: Katedra ekologie FŽP ČZU v Praze. Vedoucí práce Ing. Jiří Vojar, Ph.D.
- **TER BRAAK, C. J. F. a P. ŠMILAUER, 2012:** Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 s.
- **THOMAS, A., R. SUYESH, S. D. BIJU a M. A. BEE, 2014:** Vocal Behavior of the Elusive Purple Frog of India (*Nasikabatrachus sahyadrensis*), a Fossorial Species Endemic to the Western Ghats. *PLoS ONE*. Č. 2, s. 1–12. DOI: 10.1371/journal.pone.0084809.
- **TRUMBO, D. R., A. A. BURGETT, R. L. HOPKINS, E. G. BIRO, J. M. CHASE a J. H. KNOUFT, 2012:** Integrating local breeding pond, landcover, and climate factors in predicting amphibian distributions. *Landscape Ecology*. Č. 8, s. 1183–1196. DOI: 10.1007/s10980-012-9770-z. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/s10980-012-9770-z>
- **VOJAR, J., 2000:** Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa*. Č. 1, s. 41–43.
- **VOJAR, J., 2006:** Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica*, Č. 37, s. 35–40.
- **VOJAR, J., 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.
- **ZAVADIL, V., J. SÁDLO a J. VOJAR (ed.), 2011:** *Biotopy našich obojživelníků a jejich management*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny v ČR.
- **ZAVADIL, V. a J. MORAVEC, 2003:** Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. – Pp. 83–93, in: Plesník, J., Hanzal, V., Brejšková, L. (ed.): Červený seznam ohrožených druhů České republiky, Obratlovci. – Příroda, Praha, 22 [2003], 183 s.
- **ZAVADIL, V. a P. KOLMAN, 1990:** Čolek hranatý novým druhem naší fauny. *Živa*. Č. 5, s. 224–227.

## **9. PŘÍLOHY**

### **SEZNAM PŘÍLOH**

P1 - Seznam zkratk

P2 - Tabulky

P3 - Grafy

P4 - Mapy

## **P1 - SEZNAM ZKRATEK**

- 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
- AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
- DPr – dlouhodobý průměr
- ČR – Česká republika

## P2 - TABULKY

**Tab. 12 – Zaznamenané výskyty sledovaných druhů obojživelníků v r. 2011 (ID – označení jezírka, *malp* – čolek horský, *rtem* – skokan hnědý, *bbuf* – ropucha obecná, *lvul* – čolek obecný, *lhel* – čolek hranatý, 1 – zaznamenan výskyt, 0 – nezaznamenan výskyt)**

ID	<i>malp</i>	<i>rtem</i>	<i>bbuf</i>	<i>lvul</i>	<i>lhel</i>
5A	0	1	0	0	0
5B	0	1	0	0	0
6	1	1	1	0	0
7A	1	1	0	1	0
7B	0	1	0	0	0
7C	0	0	0	0	0
7D	0	0	0	0	0
7E	1	1	1	0	1
8A	1	1	1	1	1
8B	1	1	1	0	0
17	1	1	0	1	1
19A	0	1	0	0	1
19B	0	1	0	0	0
19C	0	1	0	0	0
19D	0	1	1	0	0
20	1	1	1	0	0
21	1	1	1	0	0
22	1	1	0	0	0
23	0	1	0	0	0
Bub_1	0	1	0	0	0
Bub_2	0	1	0	0	0
Bub_3	0	1	0	0	0
Haj_4	0	0	1	0	0
Haj_5	0	0	0	0	0
Haj_6	0	1	1	0	0
Haj_7	0	1	0	0	0
Haj_8	0	1	0	0	0
Haj_9	0	1	0	0	0
Haj_10	0	1	1	0	0
Haj_11	0	1	1	0	0
Haj_12	0	1	1	0	0
Haj_13	0	0	0	0	0
Haj_14	0	0	0	0	0
Haj_15	0	1	0	0	0
Haj_16	0	0	0	0	0

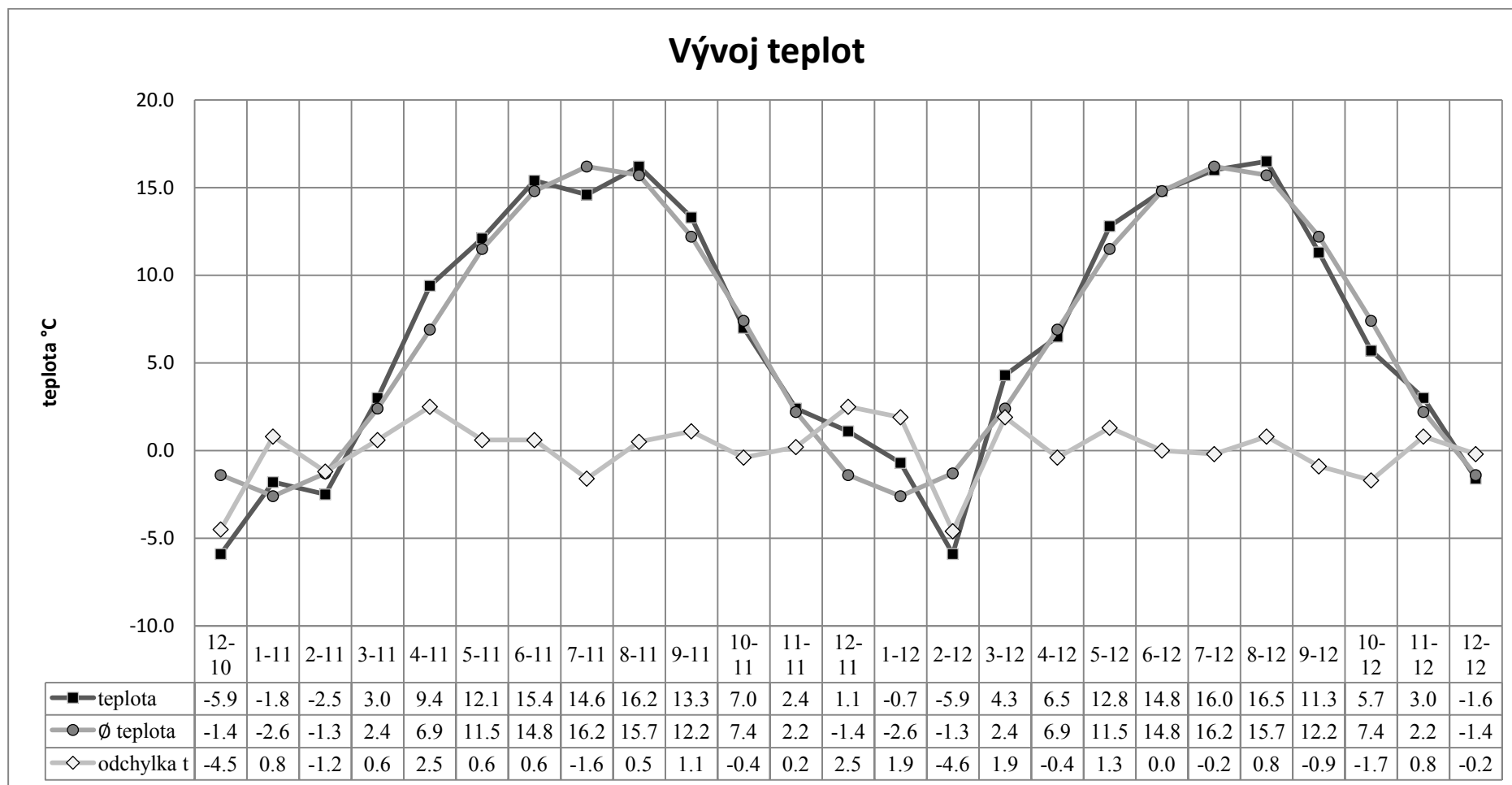


**Tab. 13 – Zaznamenané výskyty sledovaných druhů obojživelníků v r. 2012** (Legenda viz Tab. 12)

ID	<i>malp</i>	<i>rtem</i>	<i>bbuf</i>	<i>lvul</i>	<i>lhel</i>
5A	1	1	0	0	0
5B	0	1	0	0	0
6	0	1	0	0	0
7A	0	0	0	0	0
7B	0	0	0	0	0
7C	0	0	0	0	0
7D	1	0	0	1	0
7E	0	0	0	0	0
8A	0	1	1	0	0
8B	1	0	0	0	0
17	1	0	0	1	0
19A	1	0	0	1	1
19B	0	1	0	1	1
19C	1	0	0	1	1
19D	0	0	0	0	0
20	1	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0
22	1	1	0	1	0
23	0	0	0	0	0
Bub_1	0	0	0	0	0
Bub_2	0	0	0	0	0
Bub_3	0	0	0	0	0
Haj_4	0	0	0	0	0
Haj_5	0	0	0	0	0
Haj_6	0	0	0	0	0
Haj_7	0	0	0	0	0
Haj_8	0	0	0	0	0
Haj_9	0	0	0	0	0
Haj_10	1	0	0	0	0
Haj_11	0	0	0	0	0
Haj_12	0	0	0	0	0
Haj_13	0	0	0	0	0
Haj_14	0	0	0	0	0
Haj_15	0	0	0	0	0
Haj_16	0	0	0	0	0

### P3 – GRAFY

**Obr. 4 - Vývoj teplot od prosince 2010 do prosince 2012** (teplota – průměrná teplota v daném měsíci (°C), Ø teplota – dlouhodobý normál teploty vzduchu 1961–1990 (°C), odchylka t – rozdíl mezi aktuální teplotou a dlouhodobým normálem (°C))



**Obr. 5 - Úhrny srážek od prosince 2010 do prosince 2012 (srážky – úhrn srážek v daném měsíci (mm), Ø srážky - dlouhodobý srážkový normál 1961–1990 (mm), % srážky - podíl aktuálních srážek na normálu (%))**

