

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Vliv stability vodních ploch na
početnost skokana štíhlého
(*Rana dalmatina*) na výsypkách**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Zpracovatel: Bc. Martin Koláš

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

PRAHA 2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Martin Kolář

Environmentální vědy
Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv stability vodních ploch na početnost skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na výsypkách

Název anglicky

The effect of permanency of water habitats on abundances of the agile frog *Rana dalmatina* in spoil banks**Cíle práce**

Těžba nerostných surovin na jednu stranu způsobuje velkoplošné disturbance v krajině, na straně druhé umožňuje vznik řady nových biotopů včetně vodních ploch, které jsou následně osídlovány organismy včetně obojživelníků. Na mosteckých výsypkách je dlouhodobě sledována prostřednictvím sčítání snůšek početnost skokana štíhlého a parametry jeho reprodukčních biotopů. Jedním z pravděpodobně významných faktorů s vlivem na početnost skokana by měla být i hydroperioda, resp. permanence vodních ploch, která umožní vývoj embryí a pulců až do metamorfózy.

Cílem diplomové práce je, v návaznosti na předchozí práci bakalářskou, zodpovědět na následující otázky: (i) Zdali si skokani vybírají ke kladení spíše permanentní či periodické vodní plochy? (ii) Jaké vlastnosti vodních biotopů (např. hloubka, velikost, zastoupení vegetace) ovlivňují permanenci těchto vod? (iii) Jak se do permanence promítnou rozdílné množství srážek v jednotlivých letech? a (iv) Jak silný je efekt permanence na početnost skokanů ve srovnání s dalšími vlastnostmi prostředí (vodních ploch i jejich okolí)?

Na základě získaných výsledků bude navržen management pro udržení stávajících cenných vodních ploch na výsypkách a doporučení parametrů pro tvorbu vod nových s ohledem na podporu studovaného druhu.

Metodika

Literární rešerše na téma "faktory prostředí s vlivem na permanenci a hydroperiodu vodních ploch" bude tvořena na základě studia literatury a práce s vědeckými články a jejich databázemi. Terénní práce: (i) monitoring snůšek skokana štíhlého v průběhu min. dvou let na čtyřech mosteckých výsypkách; (ii) sledování permanence vodních ploch v průběhu července, kdy metamorfují pulci skokanů štíhlých. Dále přepis, úprava a statistické zpracování dat.

Doporučený rozsah práce

cca 40 stran, přílohy dle potřeby

Klíčová slova

obojživelníci, ochrana obojživelníků, rekultivace, vodní plochy, hydroperioda, Mostecko

Doporučené zdroje informací

- DiMauro D., Hunter M.L. 2002. Reproduction of Amphibians in Natural and Anthropogenic Temporary Pools in Managed Forests. *Forest Science* 48: 397–406.
- Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M., Kopecký O. 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43: 5–12.
- Hamer A.J., McDonnell M.J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation*. 141: 2432–2449.
- Hartel T., Nemes S., Cogalniceanu D., Öllerer K., Moga C. I., Lesbarrères D., Demeter L., 2009. Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta Oecologica* 35: 53–59.
- Snodgrass J. W., Komoroski M. J., Bryan A. L., Burger J. 2000. Relationships among Isolated Wetland Size, Hydroperiod, and Amphibian Species Richness: Implications for Wetland Regulations. *Conservation Biology* 14: 414–419.
- Vignoli L., Bologna M.A., Luiselli L. 2007. Seasonal patterns of activity and community structure in an amphibian assemblage at a pond network with variable hydrology. *Acta Oecologica* 31: 185–192.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Kadlec T., Knapp M. 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90: 278–284.
- Williams D. D. 2005. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford: Oxford University Press, USA.
- Zavadil V., Sádlo J., Vojar J. 2011. Biotopy našich obojživelníků a jejich management. *Metodika AOPK ČR*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brand Brand, s.r.o., Praha.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Milič Solský, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 31. 3. 2020

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 31. 3. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 28. 06. 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Vliv stability vodních ploch na početnost skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na výsypkách“ vypracoval samostatně pod vedením doc. Ing. Jiřího Vojara, Ph.D. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne:

Podpis:

Poděkování

Děkuji doc. Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D. za vedení mé diplomové práce, rady, konzultace a pomoc se zpracováním dat.

Abstrakt

Těžba nerostných surovin způsobuje velkoplošné disturbance v krajině. Na druhou stranu však umožňuje vznik řady nových biotopů včetně různorodých vodních ploch. Cílem práce je zhodnocení vlastností těchto vodních biotopů a jejich významu pro obojživelníky. Konkrétně se zaměřuje na porovnání permanence vodních ploch na výsypkách a na analýzu faktorů, jež mohou být zodpovědné za jejich permanenci. Dále také na zhodnocení významu nestabilních vodních ploch, coby reprodukčních biotopů skokana štíhlého (*Rana dalmatina*), a na konkrétní ovlivnění jeho početnosti permanencí v porovnání s ostatními parametry biotopu a jeho okolí. Monitoring probíhal tři roky (2016, 2017 a 2019) na přelomu července a srpna, kdy bylo každoročně kontrolováno téměř 700 jezírek na dvou nerekulitovaných mosteckých výsypkách (Hornojihetínské a Kopistské). Bylo zjištěno, že na obou převažují vysychavé vodní plochy. Mezi jednotlivými lety se podíl různě permanentních vod lišil v souvislosti se srážkovými úhrny. Výsledky práce dále ukázaly, že skokan štíhlý si při výběru reprodukčních biotopů volí spíše ty stabilnější. Faktory vodních ploch, které jejich stabilitu ovlivnily, byly zejména hloubka a rozloha tůní. Při zhodnocení parametrů, které ovlivnily početnost snůšek v jezírkách, vyšla právě permanence nejprůkazněji, s mnohem silnějším efektem než samotná rozloha. Jednotlivé tůně by proto měly být posuzovány, vytvářeny či chráněny zejména s ohledem na jejich permanenci. Samotná rozloha a hloubka by neměly by sloužit k posuzování vhodnosti biotopů pro skokany štíhlé, vhodnějším ukazatelem je permanence. Výsledky práce mohou pomoci při managementu vodních biotopů pro obojživelníky (nejen) na výsypkách.

Klíčová slova: hydroperioda, Mostecko, ochrana obojživelníků, permanence, rekultivace, reprodukční biotopy, sukcese, těžba nerostných surovin, vysychání.

Abstract

Mining of mineral resources causes large-scale disturbances in the landscape. On the other hand, it allows the creation of many new biotopes including heterogeneous water bodies. The aim of this work is to evaluate the qualities of water bodies and their importance for amphibians. It focuses on comparing the permanence of ponds on spoil heaps and on analysing which factors may be responsible for their permanence. Furthermore, the master thesis deals with evaluating the importance of unstable water bodies as breeding habitats of the agile frog (*Rana dalmatina*) and with the specific impact of the temporary waters on the agile frog abundance in comparison with other parameters of the habitat and its surrounding. The in-situ monitoring was carried out for three years (2016, 2017 and 2019) at the end of July and at the beginning of August, when almost 700 water bodies on two unreclaimed spoil heaps (Hornojiřetínská and Kopistská) in region Most were inspected every year. At both locations drying ponds were found to be predominant. The share of permanent water bodies varied between individual years due to interannual change of precipitation totals. The conducted research shows that the agile frog chooses the more stable ones when choosing reproductive habitat. The factors that affected the stability of water bodies were mainly the depth and the area of the ponds. Evaluating the parameters that affected the number of clutches in the ponds, the permanence was the most convincing, with a much stronger effect than the pond area. Therefore, individual ponds should be assessed, created or protected with regard to their permanence. The size and depth of the water bodies alone should not be used to assess the suitability of habitats for agile frogs, a more appropriate indicator is the permanence. The results of this work can help in the management of aquatic habitats for amphibians (not only) on soil heaps.

Keywords: breeding habitats, drying, ecological succession, hydroperiod, land reclamation, mining of mineral resources, Most region, permanence, protection of amphibians.

Obsah

1. Úvod	9
2. Cíle práce	12
3. Literární rešerše	13
3.1 Význam periodicity a permanence vod (nejen) pro obojživelníky	15
3.2 Faktory prostředí ovlivňující permanenci a hydroperiodu vodních ploch	22
4. Metodika	26
4.1 Modelový druh – skokan štíhlý	26
4.2 Charakteristika studijního území	31
4.3 Sběr dat	35
4.4 Analýza dat	41
5. Výsledky práce a diskuse	44
5.1 Porovnání počtu vodních ploch dle jejich stability a vliv srážek na permanenci ...	46
5.2 Parametry vodních biotopů ovlivňující jejich stabilitu	55
5.3 Význam stability jezírek při výběru reprodukčních nádrží skokanem štíhlým	59
5.4 Význam efektu permanence vod na početnost skokana štíhlého	70
5.5 Co se týče managementu	75
6. Závěr	77
7. Přehled literatury a použitých zdrojů	80
8. Přílohy	87

1. Úvod

Obojživelníci jsou jednou z nejohroženějších skupin obratlovců díky jejich vysokým nárokům na komplexnost prostředí a citlivosti ke změnám v krajině (Collins et Storfer, 2003). Jsou vázáni na pestrou krajinu s mozaikou vzájemně propojených různorodých terestrických i vodních biotopů, které během svého života střídají. Taková zachovalá prostředí jsou však v dnešní krajině již vzácností a spíše mizí (Collins et Storfer, 2003; Cushman, 2006).

V souvislosti s výrazným vlivem činnosti člověka tak celosvětově klesá abundance i diverzita obojživelníků. K hlavním příčinám patří změny a fragmentace krajiny, mortalita na silnicích, změny ve vodním systému, změny říčních niv a mokřadních oblastí, zarybňování nevhodných vodních biotopů (Zavadil et al., 2011), znečištění ekosystémů (např. pesticidy) (Greulich et Pflugmacher, 2003). Stavební činnosti, jako budování dopravních komunikací, rozvoj lidských obydlí apod., přímo souvisí s destrukcí biotopů obojživelníků a snížením prostupnosti prostředí, která je zásadní pro udržení životaschopných populací obojživelníků (Vrbová et Kerouš, 2005; Cushman, 2006; Vojar, 2007)

V České republice hraje v devastaci biotopů významnou roli těžební průmysl, zejména pak těžba uhlí. Jednou z nejvíce zasažených oblastí v rámci střední Evropy je v tomto Mostecká pánev. Krajina o rozloze několik desítek tisíc hektarů (asi 90 % oblasti) je zde zcela změněna povrchovou těžbou uhlí (Vráblíková et al., 2008). Původní mokřadní charakter území, kdysi tvořený především rozsáhlým vodním biotopem Komořanského jezera (Papeš, 2008), tak zcela ustoupil velkoplošné těžbě a s ní spojené tvorbě těžebních jam i výsypek z nadložního materiálu (Štýs, 1998).

Výsypky Mostecká kdysi představovaly ukázkou naprosté devastace ekosystému. Dnes lze na situaci pohlížet jinak. Při zakládání výsypek vzniká morfologicky členitý reliéf, což má zásadní význam při sukcesních procesech a obnově těchto míst (Řehounek et al., 2010). Post-těžební území jsou dnes mnohdy již desítky let staré. V případě absence technické rekultivace výsypky se zde díky heterogennímu terénu střídají různorodé terestrické biotopy s mokřady vznikajícími zejména v terénních sníženinách na nepropustném jílovém podloží. Vodní plochy jsou zde opravdu

početné a velmi variabilní svými vlastnostmi (příklad viz obrázek 1) (Bejček, 1982; Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010; Vojar et al., 2016). Tato pestrá, ekologicky i ochránářsky významná stanoviště, rychle osídlilo mnoho zástupců flory i fauny včetně druhů vzácných a ohrožených. Mezi typické zástupce vázané na pestré mozaiku biotopů patří obojživelníci. Ti jsou zde dokonce mnohem hojnější než v okolní krajině (Hendrychová et al., 2008; Doležalová et al., 2012).

Výsypky jako produkt těžby devastující ekosystémy tak paradoxně představují nový potenciál pro alespoň částečné obnovení původního mokřadního charakteru krajiny. Významnost těchto prostředí přivádí pozornost mnoha odborných studií. Ty jsou často zaměřeny na ochránářský význam výsypek z pohledu různých taxonomických skupin. Na výsypkových plochách severních Čech byla studována společenstva bezobratlých (Holec et Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008; Tropek et Řehounek, 2011; Harabiš et al., 2013; Tichánek, 2014), ptáků (Bejček et Šťastný, 1984; Hendrychová et al., 2008), savců (Bejček, 1982) i obojživelníků (Vojar, 2000; Vojar, 2003; Vojar, 2006; Smolová et al., 2010; Vojar et al., 2012; Vojar et al., 2016). Prakticky všechny tyto studie prokázaly významnost výsypek ponechaných spontánní sukcesi. Biodiverzita zde byla výrazně vyšší, především co se týče ochránářsky významných druhů.

Pro obojživelníky znamenají výsypky významná refugia (Smolová et al., 2010; Vojar et al., 2016). Aby bylo možné využít jejich biologický potenciál, je třeba pochopit, jaké biotopy a jejich vlastnosti mají pro obojživelníky význam a které faktory je zde ohrožují. Mezi ty potenciálně významné, zejména s ohledem na vývoj klimatu a extrémní projevy počasí v posledních letech, je vysychání vodních biotopů, resp. jejich permanence (Buskirk, 2005; Zwach, 2009; Zavadil et al., 2011; Tarr et Babbitt, 2018).

Pro obojživelníky mají význam jak trvalé, tak periodické vodní plochy, které v určitých obdobích vysychají (např. Joly et Morand 1997; Joly et al., 2001; Tarr et Babbitt, 2018). Zásadní roli hraje u dočasných vod hydroperioda, tj. období, po které jsou zvodnělé a umožňují rozmnožování obojživelníků i jiným druhům (např. Skelly et al., 1999; Snodgrass et al., 2000; Colburn, 2004; Pintar et Resetarits, 2018).

Překvapivě málo informací je však známo o tom, jaké vlastnosti vodních biotopů hydroperiodu ovlivňují a jaká je její variabilita v čase, zejména pak v souvislosti s probíhající klimatickou změnou, srážkovými deficity a extrémními výkyvy počasí. Klimatická změna a její důsledky pro jednotlivé geosféry včetně vodních zdrojů představuje v posledních několika letech stále diskutovanější téma (Tallaksen et al., 2004).

Je tedy otázkou, zdali jsou obojživelníci schopni na tyto změny reagovat a volit k rozmnožování právě vodní biotopy s dostatečnou délkou hydroperiody, která jim zajistí úspěšný vývoj a metamorfózu. V opačném případě jsou v průběhu reprodukčního období vysychající biotopy ekologickými pastmi.

Perfektní studijní oblastí pro řešení těchto otázek jsou právě nerekulturní výsypky na Mostecku, kde se na relativně malé ploše nachází značné množství různorodých vodních ploch (Doležalová et al., 2012), včetně těch periodických (Koláš, 2018). Tato místa jsou biotopem řady obojživelníků včetně početných populací modelového druhu této práce – skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). Vhodnost území k tomuto studiu navíc zvyšuje fakt, že se nachází ve srážkovém stínu Krušných hor, který zde efekt sucha posiluje (Divišová 2014).

V návaznosti na předcházející bakalářskou práci (Koláš, 2018) je tedy podrobně řešena problematika vysychání vodních biotopů na mosteckých výsypkách. Dále vlastnosti ovlivňující permanenci vodních biotopů. A naopak vliv permanence na výběr vodních ploch k reprodukci skokanem štíhlým a na jeho početnost.



Obrázek 1: Příklad zvodnělé deprese (nebeského jezírka) na Hornojiřetínské výsypce (Foto: vlastní, 2016).

2. Cíle práce

Těžba nerostných surovin na jednu stranu způsobuje velkoplošné disturbance v krajině, na straně druhé umožňuje vznik řady nových biotopů včetně vodních ploch, které jsou následně osídlovány organismy včetně obojživelníků. Na mosteckých výsypkách je od roku 2004 sledována prostřednictvím sčítání snůšek početnost skokana štíhlého a parametry jeho reprodukčních biotopů. Jedním z pravděpodobně významných faktorů s vlivem na početnost skokana by měla být i hydroperioda, resp. permanence vodních ploch, která umožní vývoj embryí a pulců až do jejich metamorfózy.

Cílem této diplomové práce je proto v **teoretické části** shrnout současné poznatky o významu permanence vodních ploch pro obojživelníky.

Cílem **praktické části** je zodpovědět následující otázky:

- (i) Jaký je vývoj počtů stabilních, nestabilních a vyschlých vodních ploch na dvou rozsáhlých mosteckých výsypkách (Hornojiřetínské a Kopistské)? Promítne se v tomto ohledu rozdílné množství srážek v jednotlivých letech (2016 × 2017 × 2019)?
- (ii) Jaké vlastnosti vodních biotopů (např. hloubka, velikost, oslunění vodní hladiny) ovlivňují permanenci těchto vod?
- (iii) Vybírají si skokaní štíhlí ke kladení spíše permanentní či periodické vodní plochy? Jsou schopni se vyhnout ekologické pasti spočívající v příliš brzkém vyschnutí reprodukčního biotopu?
- (iv) Jak silný je efekt permanence na početnost skokanů ve srovnání s dalšími vlastnostmi vodních ploch i jejich okolí (např. zastoupení vodní vegetace, velikost vodní plochy, charakter okolí)?

Na základě získaných výsledků bude navržen management pro udržení stávajících cenných vodních ploch na výsypkách a doporučení parametrů vodních biotopů pro tvorbu vod nových s ohledem na podporu studovaného druhu.

3. Literární rešerše

Diplomová práce se zabývá vlastnostmi vodních biotopů na výsypkách, a zejména pak jejich permanencí, v souvislosti s výskytem skokana štíhlého (modelový druh) a jeho reprodukcí. Literární rešerše se skládá ze dvou tematických částí – „Význam periodicity a permanence vod (nejen) pro obojživelníky“ a „Faktory prostředí ovlivňující permanenci a hydroperiodu vodních ploch“.

První část je zaměřena na význam trvalých a periodických vod zejména z pohledu obojživelníků. Na základě studia příslušné literatury je cílem zjistit, jakými vlastnostmi se v zásadě tyto vody liší a jaké druhy jsou na ně vázané. Protože výsledky této práce mohou být užitečné při managementu vodních ploch využívaných různými druhy obojživelníků, zabývá se druhá část rešerše faktory prostředí s vlivem na permanenci a hydroperiodu vodních biotopů. Zvláštní pozornost je zde věnována parametrům a stabilitě vodních útvarů vzniklých na výsypkách, které představují studijní území této práce.

Ještě před samotným otevřením stěžejních kapitol bych rád rozepsal a vysvětlil některé základní pojmy. Základem je dělení vodních ploch podle zvodnění v průběhu roku (permanence) na trvalé a periodické (Šálek, 1996), které se dále liší svou hydroperiodou.

Trvalé (permanentní) vody jsou obvykle stabilní. Avšak i za extrémních meteorologických podmínek může dojít k jejich úplnému vyschnutí. Za standardních situací jsou však zvodnělé po celý rok (Merta, 2000; Williams, 2005). Tyto vodní nádrže se od těch periodických liší zejména tím, že jsou hlubší. Pohledy na průměrnou hloubku stabilních nádrží se často různí. Některé publikace uvádí tuto hodnotu od 1,5 m (Šálek, 1996), jiné udávají od 2 m hloubky (Reichholf, 1998). Organismy, které se zde na rozdíl od periodických jezírek nacházejí, jsou například vodní plži a ryby. Z obojživelníků je to typicky skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*) (Merta, 2000).

Periodická jezírka a tůně (neboli telmy) představují speciální případ tůní. Mají specifické vlastnosti a faunu, která se často jinde nevyskytuje (Sukop, 1998). Tyto malé vodní nádržky se vyznačují nestálou hladinou s výraznými periodickými výkyvy

v průběhu roku. Zvodnělá jsou zpravidla jen po určitou roční dobu. To je obvykle jen několik měsíců, někdy dokonce pár týdnů (Hrbáček, 1966; Williams, 2005). Delším obdobím je tak fáze sucha, ta může trvat různě dlouhou dobu (Williams, 2005). Ve středoevropských podmínkách je to nejčastěji 3–8 měsíců během léta a podzimu (Collinson et al., 1995). Periodické vody lze dále dělit podle doby vzniku na jarní a letní. Existenci jarních tůní podmiňuje jarní tání sněhu. Vodu drží obvykle méně než čtyři měsíce a vysychají pak obvykle koncem května až v průběhu července. Letní telmy vznikají působením vydatných dešťů na konci jara a k jejich vysychání dochází v průběhu letních měsíců (Merta, 2000). Toto dělení dává smysl také z hlediska fauny, kterou jezírka hostí. Ta se může u obou typů zásadním způsobem lišit (Sukop, 1998).

Dalším úzce souvisejícím pojmem, který je důležitým parametrem určujícím vhodnost jezírka jako biotopu pro obojživelníky, je „hydroperioda“ – délka času a část roku, v níž je nádrž zvodnělá. Mokřady se liší hydroperiodou od velmi krátkých (zadržují vodu po dobu kratší než několik týdnů v roce) až po velmi dlouhé nebo trvalé (viz výše). Mezi těmito extrémy se nachází vodní biotopy, které zadržují vodu po různě dlouhé časové období v průběhu roku včetně vod, které vysychají pouze v letech, kdy je velmi málo srážek (Tarr et Babbitt, 2018). Podle toho lze jednotlivé vodní lokality třídit do třech základních kategorií (Williams, 2005). Vody s krátkou hydroperiodou svou definicí odpovídají výše popsaným jarním tůním. Středně dlouhá perioda je vlastností jezírek, která jsou zvodnělá déle než čtyři měsíce. Vznikají často také z jarního tání sněhu, zásadnější roli pro jejich zvodnění však hraje také množství srážek, které je zásobují vodou. Mají sklon k vysychání obvykle od konce července do srpna nebo vysychají pouze v sušších letech a v jiných letech mohou držet vodu po celý rok. Vodní plochy s dlouhou hydroperiodou představují svým popisem výše zmíněné permanentní vody. Vysychají jen výjimečně. Každá z kategorií hydroperiody hostí specifická společenstva přizpůsobená daným podmínkám (Williams, 2005; Babbitt, 2005; Tarr et Babbitt, 2018).

3.1 Význam periodicity a permanence vod (nejen) pro obojživelníky

Převážná většina obojživelníků je kvůli rozmnožování závislá na reprodukčních biotopech mokřadního charakteru. Jezírka, tůně, rybníčky, bažiny, mokřady, podmáčené louky, kaluže a další stojaté vody pro ně představují nepostradatelná stanoviště v období rozmnožování, kladení vajíček a vývoje larev (Buskirk, 2005; Zwach, 2009; Zavadil et al., 2011; Tarr et Babbitt, 2018). Vajíčka obojživelníků jsou anamniotická, bez ochrany před vyschnutím, a chybí jim vnitřní zárodečné obaly i pevná skořápka. Vývin proto musí probíhat ve vodě nebo alespoň ve značně vlhkém prostředí. Charakteristický je nepřímý vývoj s larválním stádiem. Larvy jsou výrazně odlišné od dospělců a jejich vývoj je zcela závislý na vodním prostředí, ke kterému jsou dobře přizpůsobeny. Jedním ze zásadních znaků přizpůsobení k životu ve vodě jsou žábry, které jedinci při metamorfóze ztrácí (Baruš et Oliva, 1992; Duellman et Trueb, 1994; Zwach, 2009). Každá mokřina má své specifické vlastnosti, které určují její vhodnost pro reprodukci a vývoj obojživelníků (Compton et al., 2007). Výsledkem toho jsou různé adaptace, a ne všechny druhy obojživelníků se nacházejí ve všech typech mokřadů. Jedním z určujících faktorů je permanence, resp. periodicitu (Tarr et Babbitt, 2018).

Načasování zvodnění nádrže je rozhodující faktor pro určení toho, zda poskytne v daném roce biotop pro rozmnožování obojživelníků (Baruš et Oliva, 1992). Pokud nádrž zůstane suchá během období rozmnožování střeoevropských druhů, neposkytne pro ně rozmnožovací stanoviště v konkrétním roce (Skelly et al., 1999; Snodgrass et al., 2000; DiMauro et Hunter, 2002; Colburn, 2004).

Hydroperioda mokřadu pak určuje nejen dobu, která je k dispozici pro vývoj a metamorfózu larev obojživelníků, ale také schopnost vodní nádrže poskytovat stanoviště pro ryby a vodní hmyz, kteří představují významné predátory vajíček a larev obojživelníků (Joly et al., 2001). Proto je hydroperioda jezírka z velké části zodpovědná za určení toho, které druhy obojživelníků využívají dané typy vodních biotopů. Část roku a doba zvodnění vodních biotopů patří v tomto k vůbec nejdůležitějším charakteristikám (Skelly et al., 1999; Snodgrass et al., 2000; Colburn,

2004). Ovlivňuje komplexní interakce predátorů a kořisti, které určují úspěšnost reprodukčního úsilí obojživelníků (Tarr et Babbitt, 2018).

Čas potřebný k tomu, aby došlo k metamorfóze pulců, se mezi obojživelníky dramaticky liší. Některé druhy jsou schopny metamorfovat již po 20 dnech, jiné mohou zůstat v larválním stádiu i po dobu dvou let (DiMauro et Hunter, 2002). V souvislosti s délkou larválního období jednotlivých druhů hraje hydroperioda zásadní roli v úspěšnosti vývoje larev (Pintar et Resetarits, 2018). Jednoduše řečeno, pokud reprodukční jezírko vyschne dříve, než larvy dosáhnou metamorfózy, dojde k jejich úhynu. Doba larvální fáze je tedy hlavním faktorem ovlivňující výskyt a úspěšné rozmnožování druhů obojživelníků ve vodách s různě dlouhou hydroperiodou (Williams, 2005). V zásadě druhy s dlouhými larválními obdobími vyžadují biotopy s dlouhou hydroperiodou. Obojživelníci, kteří metamorfují v nestálých mokřadech (tj. s krátkou a středně dlouhou hydroperiodou), mají obvykle kratší období do metamorfózy (Williams, 2005; Babbitt, 2005; Tarr et Babbitt, 2018). Zkrácené larvální období je považováno za adaptaci, která umožňuje některým druhům lépe se vypořádat s krátkou hydroperiodou (Hartel et al., 2007; Pintar et Resetarits, 2018). Přesto představují periodické vody významné biotopy vyhledávané k reprodukci mnoha druhů obojživelníků (Kopecký et al., 2010). Některé z nich dokonce můžeme považovat za indikátory takových stanovišť (Tarr et Babbitt, 2018).

Tyto tůně u nás využívá například mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), č. karpatský (*L. montandoni*), č. hranatý (*L. helveticus*) a č. horský (*Ichthyosaura alpestris*). Ropucha zelená (*Bufo viridis*) a ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*) vyhledávají k rozmnožování výhradně mělké nezarostlé a dobře se prohřívající vody (Zavadil et al., 2011). Druhy s dlouhou dobou vývoje se častěji nacházejí a rozmnožují v jezírkách s dlouhou hydroperiodou, což jim zajišťuje větší pravděpodobnost dokončení metamorfózy. Naproti tomu druhy s larválním obdobím kratším než 60 dní se běžně rozmnožují v biotopech s krátkou hydroperiodou a jsou zde nejhojnější. Metamorfovaní jedinci byly schopni úspěšně opustit reprodukční jezírka, která vysychala již v červnu. Důvodem, proč druhy s rychlým vývojem larev méně využívají vody s narůstající délkou hydroperiody, je zvyšující se riziko predace. Přítomnost vlivu periodicity totiž znamená, že dravci, jako

jsou ryby, zde nemohou udržovat životaschopnou populaci. Riziko predace je tak výrazně nižší než v permanentních vodách (Tarr et Babbitt, 2018).

Hydroperioda navíc určuje také typ a počet predátorů, se kterými se mohou obojživelníci setkat, což významně ovlivňuje jejich úspěšné rozmnožování (Pintar et Resetarits, 2018). Ryby a hmyz představující ohrožující faktor se vyskytují v různých hojnostech v závislosti na délce hydroperiody. Obecně platí, že čím delší je hydroperioda, tím větší je ohrožení predátory (Babbitt, 2005; Pintar et Resetarits, 2018; Tarr et Babbitt, 2018). Ryby jsou zdaleka nejvýznamnějšími predátory larev obojživelníků. Mohou zcela zamezit jejich úspěšné reprodukci v daném biotopu. Nejčastěji se vyskytují v permanentních vodách, mohou se ale objevovat i v nestálých tůních vlivem rozlití zarybněné vodní plochy nebo jiného způsobu zavlečení (Zavadil et al., 2011).

Další predátory může představovat některý vodní hmyz. Ten se na rozdíl od ryb vyskytuje v jezírkách s hydroperiodou všech kategorií (Zavadil et al., 2011). Opět ale platí, že predace vodním hmyzem bývá nejnižší v tůních s krátkou hydroperiodou, kde mají zástupci vodního hmyzu v průměru menší tělesnou velikost. Larvy obojživelníků jsou zde ohroženi pouze zástupci dravých vodních brouků a některými malými druhy dravých larev vážek (Brodie, 1983).

Některé nevyhraněné druhy využívají k reprodukci periodické i stálé vodní plochy (např. skokan skřehotavý, čolek hranatý), jejich úspěšnost je však ve stabilních vodních plochách díky predaci výrazně nižší (Williams, 2005; Tarr et Babbitt, 2018). Výsledkem je, že mokřady s krátkou a středně dlouhou hydroperiodou, které postrádají ryby, představují zvláště důležité biotopy pro řadu obojživelníků a jsou nezbytné pro udržení jejich diverzity a zdravých populací v naší krajině. Tyto vody navíc zvyšují prostupnost krajiny a pomáhají tak obojživelníkům šířit se do nových lokalit (Hartel et Öllerer, 2009).

Ve využívání dlouhodobých (např. kuňka žlutobřichá – *Bombina variegata*), střednědobých (ropucha krátkonohá, rosnička zelená) a krátkodobých (ropucha obecná – *Bufo bufo*, skokan hnědý – *Rana temporaria*) mokřin obojživelníky jsou patrné rozdíly jak v diverzitě, tak v abundanci jednotlivých druhů. To je dáno hlavně

schopností každého druhu vyrovnat se s různými dobami hydroperiody a různými úrovněmi predace napříč „hydrologickým gradientem“ (Joly et Morand 1997; Williams, 2005; Tarr et Babbitt, 2018). Bylo však zjištěno, že druhová bohatost je nejvyšší na stanovištích, která vykazují střední úroveň délky hydroperiody (Joly et Morand 1997). Krom toho záleží také na ekosystému, ve kterém se stanoviště nachází. Například mlok skvrnitý nebo ropuška starostlivá (*Alytes obstetricans*) se nevyskytují ve vodních biotopech v říčních nivách. To je dáno pravděpodobně tím, že dospělí jedinci nejsou tolerantní k úplnému ponoření při případných záplavách (Williams, 2005)

Z výše zmíněného vyplývá, že úspěšný vývoj larev a udržení zdravých populací obojživelníků vyžaduje volbu jakéhosi kompromisu ve výběru reprodukčních biotopů mezi stálejšími vodami s větší hrozbou predace a dočasně zvodněnými nádržkami s hrozbou vyschnutí před dokončením metamorfózy (Pintar et Resetarits, 2018). Naproti tomu ideální podmínky pro rozmnožení obojživelníků zase přináší zvýšenou konkurenci (Williams, 2005). Z toho důvodu nacházíme u zástupců některých druhů nejrůznější adaptace, které umožňují posunout vhodné podmínky k přežití buď blíže k permanentním vodám nebo k dočasným tůňm.

Základní a efektivní obrana larev obojživelníků proti predátorům je vyhnout se jim (Tarr et Babbitt, 2018). To souvisí s adaptacemi na krátkou hydroperiodu – tedy na biotopy s minimálním výskytem predátorů. Některé druhy například dokáží v závislosti na fázi vývoje spustit předčasnou metamorfózu za vysychavých podmínek nádrže (Wilbur et Collins., 1973; Pintar et Resetarits, 2018). Ke stejnému zjištění dospěl i Laurila et Kujasalo (1999). Pulci skokana hnědého v jeho experimentu reagovaly na vysychání zrychleným vývojem. To naznačuje, že larvy mohou detekovat změny v hydroperiodě a podniknout vhodné kroky k úniku ze zhoršujícího se prostředí (Juliano et Stoffregen, 1994). Žáby rodu *Pseudophryne* ukládají vajíčka do pěnového hnízda v jamkách vyhloubených samcem. Vybrané místo je vždy takové, které bude později zaplaveno deštěm. Když je jamka zatopena, pulci se vykulí a metamorfují často v méně než 0,5 l vody (Main et al., 1959). Rychlým vývojem v jezírku s velmi krátkou hydroperiodou některé druhy snižují riziko setkání se s predátory na minimum. To vyžaduje velice aktivní pulce, kteří si neustále obstarávají

potravu kvůli potřebným živinám pro vývoj. Druhy, které naopak využívají naopak vody s delší hydroperiodou a množstvím predátorů jako jsou ryby, využívají jinou strategii. Jelikož jejich vývoj není tak rychlý, mohou si dovolit být méně aktivní při hledání potravy. Snížená pohybovost snižuje atraktivitu pro predátory, kteří detekují svou kořist jejím pohybem (Lawler, 1989). Adaptací některých druhů je schopnost pulců registrovat predátory zrakem, vibracemi nebo chemoreceptory a v případě zjištění nebezpečí zcela zastavit svůj pohyb, než hrozba pomine. Dalšími obrannými adaptacemi některých druhů jsou velká velikost těla pulců, což snižuje náchylnost k predaci, nebo toxická pokožka, která jim zaručuje nechutenství pro ryby (Tarr et Babbitt, 2018). Snahou některých obojživelníků (např. *Rana sphenoccephala*) není urychlení metamorfózy, ale dávají přednost velikosti při metamorfování, což jim přináší výhodu v žití na souši. Z toho důvodu dokáží za ideálních podmínek protahovat larvální stádium až na dobu 18 měsíců, přičemž jako larvy i zimují. Svou metamorfózu jsou tedy schopni kontrolovaně řídit v závislosti na stabilitě biotopu (Wilbur a Collins., 1973; Pintar et Resetarits, 2018). Krom toho existují druhy s velice aktivními malými pulci bez jakékoliv obrany, které se přesto úspěšně rozmnožují i ve stabilních zarybněných vodách. Strategie takových spočívá ve vysokém množství jedinců a je závislá na bohatém litorálním pásmu nádrže, které poskytuje larvám obojživelníků úkryty (Lawler, 1989).

Mimo tyto adaptační mechanismy a strategie existují ve světě i některé radikálnější adaptace, které snižují jak ohrožení krátkou hydroperiodou, tak riziko predace vajíček a pulců. Při ochraně vajíček je hlavní snahou obojživelníků vyhnout se nebezpečí, že snůšku pozřou ryby (Wells, 2007). Kromě ukrývání snůšek do spleti vodní vegetace balí některé druhy vajíčka do listů rostlin (Zwach, 2009; Maštera et Mašterová, 2017) nebo staví pěnová hnízda ve vodě, na zemi nebo na listech rostlin visících nad vodní hladinou. Poslední ze zmíněných způsobů využívají například tropické listovnice rodu *Agalychnis*, a *Phyllomedusa* nebo většina rosněnek čeledi *Centrolenidae*. Samci navíc často zůstávají u snůšky, aby ji bránili. Pulci jiných obojživelníků se vykulí na břehu a do vody se nechají splachovat dešťovou vodou (Duellman et Trueb, 1998; Wells, 2007). Samice pipy americké (*Pipa pipa*) má například dlouhé kladélko dosahující na hřbet. Samec pak při páření vtlačuje

oplozená vajíčka do zduřelé hřbetní sliznice samice do jednotlivých komůrek, které jsou posléze překryty víčkem. Zde proběhne embryonální nebo i larvální vývoj a vylézají pulci nebo už malé žabky (tzv. extrauterinní viviparie). Riziko predace je tak výrazně nižší a v případě potřeby může samice změnit vodní nádrž (Trueb, 2000). Jako adaptace na extrémně zkrácenou hydroperiodu se u nosatky Darwinovi (*Rhinoderma Darwinii*) vyvinul jiný systém péče. Na souš do vlhkého listí nakladená vajíčka samec 2–3 týdny hlídá a po vykulení je sebere do tlamy. Larvy se dostávají do rezonančních měchýřků, kde se vyvíjejí. Z tlamy samce poté vylézají již metamorfovaní jedinci (Goicoechea, 1986). Podobným, ale ještě podivnějším příkladem je australská tlamorodka zázračná (*Rheobatrachus silus*) (od roku 2002 považována za vyhynulou). Samice tohoto rodu spolýká vajíčka hned po oplodnění, pozastaví trávící činnost žaludku (neprodukuje kyselinu chlorovodíkovou ani trávící enzymy, aby je nestrávila). Asi po osmi týdnech jsou mladé metamorfované žabky vyvrhnuty tlamou. Po celou tuto dobu samice nepřijímá potravu (Tyler, 1883). Samci rosníček pracovitých (*Hyla boans*) tvoří hloubením mělké vodní nádržky na březích větších vodních biotopů. Samičky do prohlubní kladou vajíčka, která jsou zde chráněna před rybami. Mnohé stromové žaby využívají k rozmnožování takzvaná broméliová jezírka a jiné tropické dendrotelmy. Samičky mnohých pralesniček (*Dendrobates*) roznášejí púlce na zádech do malých nádržek, kam se pravidelně vrací a kladou do vody neoplozená vajíčka jako potravu. Mnohým ze strategií nahrává adaptační fakt, že pulci řady druhů si nepotřebují až do své metamorfózy obstarávat potravu a tráví žlutkové váčky. U některých druhů se dokonce vyvinula živorodost (např. mlok černý – *Salamandra atra* nebo bezblanka Jasperova – *Eleutherodactylus jasperi*). Jiné druhy bezblanek úplně vynechávají larvální stadium a z na souši kladených vajíček se líhnou již metamorfované žabky (Duellman et Trueb, 1998). Je třeba si ale uvědomit, že většinu adaptací vývoje mimo vodní prostředí podmiňuje vysoká vzdušná vlhkost tropických podmínek, která v našem podnebí není dostupná.

O to větší důležitost pro obojživelníky v našich podmínkách představují periodické vody. Ty jsou pro ně často jedinou příležitostí, jak se vyhnout predaci.

Velké a hluboké nádrže jsou nevhodné nejen kvůli predátorům, pro larvy obojživelníků hraje důležitou roli také sluneční osvit a dobře prohříváná mělká voda,

což podporuje rozvoj jejich potravy, kterou tvoří vodní řasy a plankton (Zavadil et al., 2011). Velké hloubky přesahující 1,5 m navíc znemožňují tvorbu litorálu (Joly et al., 2001). Malé nestálé vodní plochy poskytují vhodné útočiště také pro juvenilní jedince žab různých druhů (Vojar, 2016).

Unikátní stanoviště periodických vod nabízí často útočiště i dalším specializovaným organismům se specifickým způsobem života (Skácelová, 2004). Hostí mnoho vzácných živočichů, hojně je osidlují bezobratlí. Periodické tůně jsou typickým biotopem například pro listonoha jarního (*Lepidurus apus*) nebo žábronožku sněžní (*Siphonophanes grubii*). Oba druhy jsou známé svou specializovanou životní strategií (Hrbáček, 1966).

V minulosti se periodické tůně nacházely hlavně v říčních nivách, které byly pravidelně zaplavované povodněmi vyléváním vody z koryta. Po ústupu vody vznikala v okolí řeky jezírka v prohlubních vymletých proudem. Ta byla stále zmlazována dalšími povodněmi a také byla tvořena nová. Takové prostředí jsou však v dnešní krajině již velmi vzácná částečně díky četným vodohospodářským úpravám, které tomuto jevu zabraňují. Biotopy záplavových území řek tedy z dnešní krajiny již téměř vymizely (Sukop, 1998). Výsypky jako produkt těžby devastující ekosystémy tak paradoxně představují nový potenciál pro alespoň částečné obnovení původního mokřadního charakteru krajiny a obecně pro náhradu za ztracenou dynamiku raných sukcesních stádií. Zdrojem diverzity obojživelníků jsou zdánlivě ekologicky extrémní mladá sukcesní stanoviště. Průzkumy ukázaly nejvyšší druhové bohatství na vodních lokalitách 10–15 let po jejich vzniku (Vojar, 2000).

Na výsypkových plochách severních Čech byla studována společenstva bezobratlých (Holec et Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008; Tropek et Řehounek, 2011; Harabiš et al., 2013; Tichánek, 2014), ptáků (Bejček et Šťastný, 1984; Hendrychová et al., 2008), savců (Bejček, 1982) i obojživelníků (Vojar, 2000; Vojar, 2003; Vojar, 2006; Smolová et al., 2010; Vojar et al., 2012; Vojar et al., 2016). Prakticky všechny tyto studie prokázaly významnost technicky nerektivovaných výsypek, kde diverzita druhů byla výrazně vyšší, či zde byly ve vyšší míře zastoupeny ochránářsky významné druhy. Ve studii předcházející bakalářské práce (Koláš, 2018)

bylo navíc zjištěno, že na dvou studovaných nerekulťovaných výsypkách (Kopistská a Hornojiřetínská) převažují periodické vodní plochy (67 % na Hornojiřetínské, 61 % na Kopistské), které dle (Joly et Morand 1997; Williams, 2005), podporují diverzitu obojživelníků.

3.2 Faktory prostředí ovlivňující permanenci a hydroperiodu vodních ploch

Protože výsledky této práce mohou být užitečné při managementu vodních ploch využívaných různými druhy obojživelníků, zabývá se tato kapitola faktory prostředí, které mají vliv na permanenci a hydroperiodu vodních biotopů. Jak již bylo popsáno v předchozí kapitole, tyto parametry mají zásadní význam pro výskyt, distribuci, diverzitu, abundanci, využití a celkovou biologii a kvalitu populací obojživelníků na konkrétní lokalitě. Jednotlivé tůně se liší svými parametry včetně permanence. Tyto charakteristiky se mohou v průběhu času měnit. V různých obdobích tak mohou být pro obojživelníky významné různé vodní biotopy (Kopecký et al., 2010).

Potenciální parametry vodního biotopu, které mohou periodicitu (resp. permanenci) ovlivňovat jsou rozloha, hloubka, množství srážek, okolní vegetační porosty, oslunění a litorální vegetace.

Výsledky předchozí bakalářské práce ukázaly, že vodní biotopy s menší **rozlohou** vysychají spíše (Koláš, 2018). Permanence a délka hydroperiody je přímo úměrná rozloze vodního biotopu. Vody s krátkou hydroperiodou jsou výrazně menší než ty se středně dlouhou dobou zvodnění a ty zase menší než vody stabilní (Babbitt, 2005). Průměrná rozloha vysychajících ploch (z více než 600 sledovaných) na dvou výsypkách Mostecká byla 67 m² (Koláš, 2018). Přesto není rozloha v tomto vhodným ukazatelem (Babbitt, 2005). Velké a hluboké vodní nádrže nejsou pro obojživelníky zpravidla vhodné, kvůli obvyklému intenzivnímu rybářskému obhospodařování. V hlubších partiích nad 1,5 m, které zde převládají, se již nejsou schopny vytvářet litorální vegetace (Joly et al., 2001). Druhovou diverzitu obojživelníků významně ovlivňuje hydroperioda, ale velikost nikoli. Určitý vztah mezi velikostí nádrže a

druhovou bohatostí lze rozlišit pouze v rámci vod s krátkou a středně dlouhou hydroperiodou (Babbitt, 2005). Drobné mělké vodní biotopy na druhé straně díky omezené velikosti často hostí jen menší lokální populace a jsou ohrožovány vysycháním (Hartel et al., 2007). Literární rešerše se proto dále věnuje pouze parametrům, které mohou ovlivnit nádrže s krátkou a středně dlouhou hydroperiodou.

S rozlohou úzce souvisí také vliv **hloubky** a množství srážek. Čím větší mají jezírka hloubku v závislosti na ploše hladiny, tím déle vydrží během ročního období naplněna vodou (Williams, 2005). Na sledovaných mosteckých výsypkách (Kopistská a Hornojiřetínská) byla permanence jednotlivých tůní do letního období nejméně ovlivněna převládající výškou vodního sloupce zaznamenanou na jaře. Vysychala spíše mělká jezírka. Průměrná hloubka (zjištěná na jaře) do léta vysychajících ploch byla 0,5 m, permanentních 1,1 m (Koláš, 2018).

Čím menší jsou jednotlivá jezírka, tím silněji jsou ovlivněna **množstvím srážek** a odparem (Williams, 2005). I v přírodě blízké nebo přírodní krajině dochází kvůli ročním rozdílům ve srážkách k reprodukčnímu selhání obojživelníků vlivem změny hydroperiody. Tato variabilita je vlastní těmto tůním i obojživelníkům, kteří je využívají, a nelze je proto posuzovat jako méně cenné oproti stabilnějším biotopům (Babbitt, 2005; Tarr et al., 2018). I drobná periodická jezírka vytvořená člověkem jsou významnými biotopy obojživelníků. Zejména v situaci, kdy mnoho přirozených tůní bylo v posledních desetiletích člověkem naopak zlikvidováno v důsledku rozsáhlých změn v krajině (Kopecký et al., 2010). S menší velikostí nádrží (hloubkou i rozlohou) zároveň roste jejich citlivost na malé změny klimatu nebo hydrologie krajiny – například změnou stavu hladiny podzemních vod způsobenou jejich odběrem (Collinson et al., 1995).

Na jezírka mají vliv i parametry okolí. Zásadní je **charakter okolní vegetace** (Pithart et al., 2000). Ten ovlivňuje další z potenciálně významných vlastností, kterým je **intenzita oslunění** (Ponsero & Joly, 1998). Dle výsledků předcházející bakalářské práce byl prokázán vliv intenzity oslunění vodního biotopu na jeho stabilitu. Vysychala spíše jezírka zastíněná. Zdá se, že v určitých případech může mít na

permanenci vod zásadnější vliv odběr vody okolními dřevinami než zvýšený odpar osluněné prohřivané hladiny (Koláš, 2018). Zástinem jsou ohroženy zejména drobné nádržky obklopené hustou dřevinnou vegetací (Pithart et al., 2000; Hartel et al., 2007). Kromě ohrožení permanence není jejich hladina dostatečně prohřívána, což zpomaluje vývoj vajíček (Hartel et al., 2007). Vzrostlá břehová vegetace dále poskytuje větrnou bariéru, čímž je omezeno promíchávání vody v nádrži a dochází ke stratifikaci vodního sloupce (Pithart et al., 2000). Kromě toho opad listů urychluje zazemňování tůní (Zavadil et al., 2011).

Biotopy s krátkou a středně dlouhou hydroperiodou se obvykle vyznačují mírným sklonem břehů a malou hloubkou (Reichholf, 1998). To úzce souvisí s pokryvností **litorální vegetací** (Pieczynska, 1990), která díky tomu bývá bohatě rozvinutá s vysokou produkcí biomasy. Vodní rostliny mohou zarůst celé dno (Pieczynska, 1990; Reichholf, 1998). Mokřadní vegetace má význam pro vajíčka, larvy i dospělce obojživelníků, kterým poskytuje ochranu a úkryt (Joly et al. 2001). S tím úzce souvisí další faktor, který ovlivňuje stabilitu těchto jezírek. Navzdory významnosti litorálu pro obojživelníky dochází přirozenými sukcesními procesy k postupnému zárůstu, a zazemňování lokality (Just et al., 2003). To způsobuje hromadící se množství odumřelé biomasy mokřadní flóry. Rychlost degradace vodní plochy je zpravidla nepřímo úměrná její rozloze a hloubce (Sjögren, 1991; Hartel et al., 2009). Intenzita výparu, kterou zvyšuje vegetace, navíc zároveň ovlivňuje vodní stabilitu samotného vodního biotopu (Vrána, 2004). Pokud nedochází k žádnému managementu takových nádrží, jejich zarůstání nakonec vede k úplnému zazemnění a zániku vodní plochy (Zavadil et al., 2011).

Hydroperioda každého vodního biotopu se může ve skutečnosti rok od roku velmi lišit (Kopecký et al., 2010). Záleží především na množství srážek v dané oblasti (Divišová, 2014). Ve velmi suchých letech může mokřad zadržovat vodu jen několik týdnů během jara, ve velmi deštivých letech může stejný mokřad naopak udržet vodu i do léta nebo po celý rok (Babbitt, 2005). Jinými slovy, jezírka či tůně, které normálně fungují jako nestabilní s krátkou hydroperiodou se v letech s hojnými srážkami můžou chovat jako stabilní vodní plochy. Ve velmi suchých letech můžou naopak stabilní nádrže fungovat jako voda s krátkou hydroperiodou (Tarr et Babbitt, 2018). Z tohoto

důvodu mohou rozdíly v hydroperiodě způsobovat rozdíly mezi druhy obojživelníků, které se v mokřadech vyskytují v jednotlivých letech (Kopecký et al., 2010).

Managementová opatření pro zachování a ochranu stávajících nebo tvorbu nových vodních ploch vhodných pro populace obojživelníků budou efektivnější, pokud bude pochopena důležitost významu periodicity a hydroperiody vodních biotopů. Porozumění tomuto často opomíjenému faktoru je důležitým krokem ke správným rozhodnutím zaměřeným na zabránění nebo minimalizaci degradace a ztrát jednotlivých mokřadních stanovišť, které poskytují významný „hotspot“ diverzity obojživelníků v dané oblasti.

4. Metodika

Diplomová práce je zaměřena na charakteristiky vodních biotopů na výsypkách v souvislosti s výskytem skokana štíhlého. Následující části metodiky této práce se proto nejprve zabývají skokanem štíhlým, který pro tuto práci představuje modelový druh. Jeho stručný popis se zaměřuje především na ekologické nároky a faktory, které mají význam při sběru a analýze dat. Druhá část metodiky se zaměřuje na studijní území, které představují dvě nerektivované výsypky Severočeské hnědouhelné pánve. V návaznosti na to následuje popis pracovního postupu, kterými byla získána a analyzována data.

4.1 Modelový druh – skokan štíhlý

Skokanu štíhlému, jeho popisem, rozšířením, ekologií a nároky na prostředí s důrazem a preferované vlastnosti vodních biotopů, se již podrobněji zabývala předcházející bakalářská práce (Koláš, 2018). Cílem této kapitoly je stručné představení druhu v návaznosti na poznatky získané v bakalářské práci.

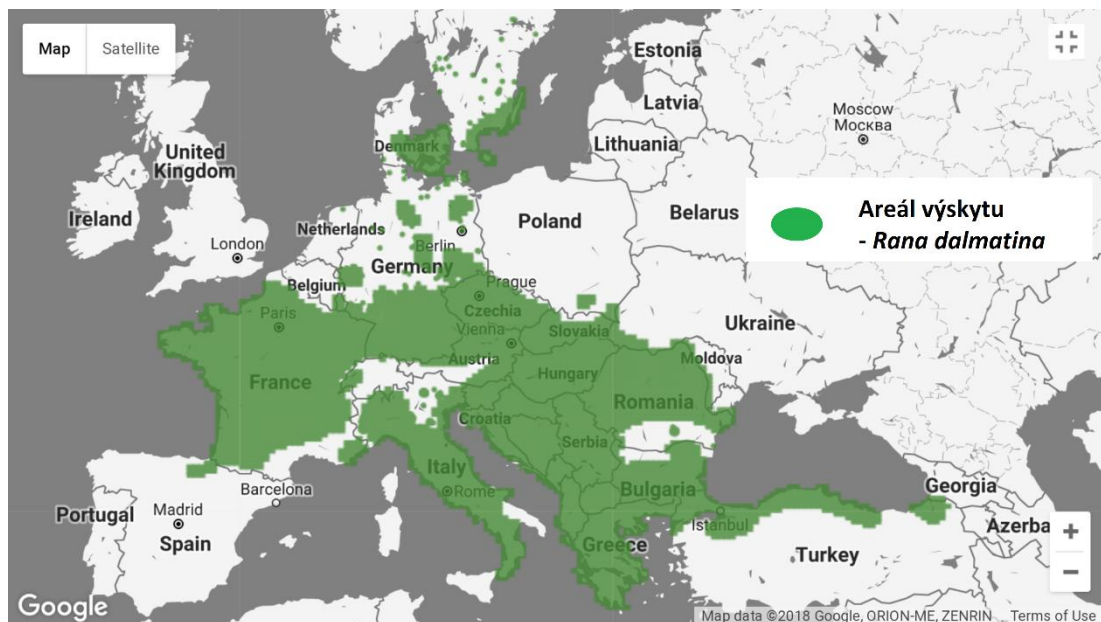


Obrázek 2: Skokan štíhlý (*Rana dalmatina*), jakožto modelový druh. (© Jana Doležalová).

Skokan štíhlý obrázek zastupuje skupinu tzv. hnědých skokanů z čeledi skokanovitých (Ranidae). Dorůstá velikosti 8–9 cm. Tělo má protáhlé, hlavu delší a ostřeji zakončenou. Charakteristickým znakem je poměrně velké tympanum (membrána vnějšího ušního bubínku) blízko oka (Nečas, 1997). Zornici oka má horizontálně položenou. Samcům chybí vnitřní rezonanční měchýřky (Baruš et Oliva, 1992).

Rozšíření

Je relativně běžným druhem. Jeho početnost se však v rámci evropských regionů liší (Gasc et al., 2004; Kaya, 2009). Rozšíření je téměř souvisle od atlantského pobřeží západní Francie přes střední Evropu, kde je poměrně běžný (viz obrázek 3).



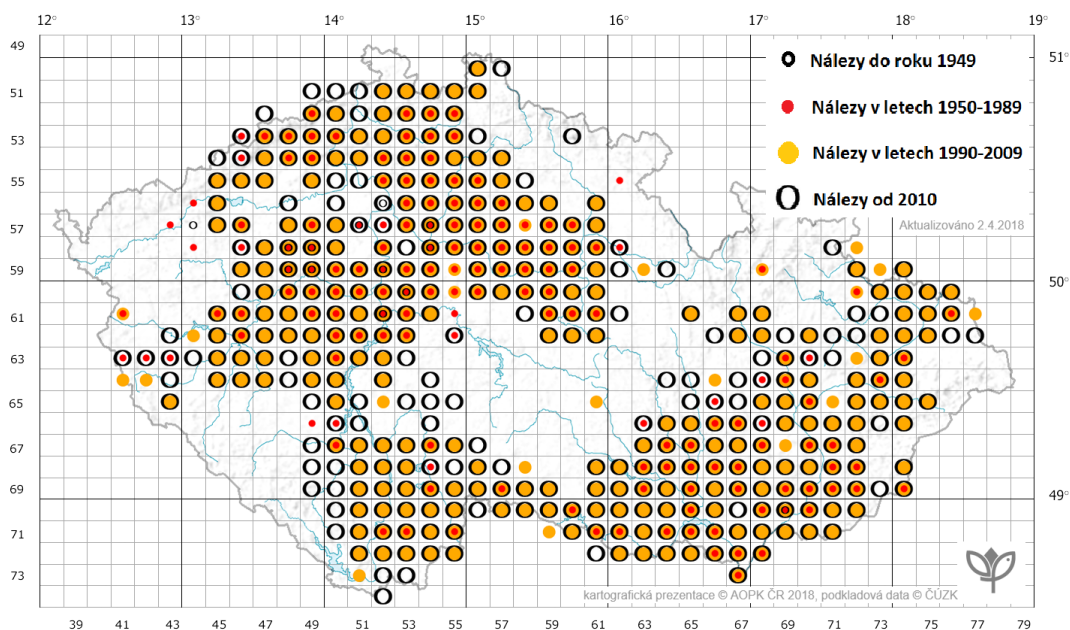
Obrázek 3: Areál rozšíření skokana štíhlého (převzato a upraveno dle https://mol.org/species/Rana_dalmatina).

Mezery výskytu jsou zde zejména v kopcovitých a hornatých regionech, kde je pro tento druh příliš drsné klima i terénní podmínky (například v oblasti Alp se vůbec nevyskytuje). Severní hranice souvislého rozšíření prochází severní částí Francie, téměř při hranicích s Belgií. Dále probíhá Německem, Českou a Slovenskou republikou podél hranic s Polskem a přes Karpatské části Ukrajiny do Rumunska k Černému moři. Na východě je jeho areál ohraničen pobřežím Černého moře. Hojný je jeho výskyt v jižní Evropě. Víceméně souvislý areál má v Bulharsku a také v Řecku, včetně Peloponéského poloostrova. Velice častý je ve státech bývalé Jugoslávie a také ve

většinu částí Itálie (Baruš et Oliva, 1992; Gasc et al., 2004). V severní části Evropy se vyskytuje spíše ostrůvkovitě s několika izolovanými populacemi (O'Shea et Halliday, 2002). Celkově jsou v Evropě početnosti populací tohoto druhu považovány za klesající (Kaya, 2009).

V ČR se u skokana štíhlého již částečně projevuje mozaikovitost výskytu, typická pro jeho rozšíření od nás na sever (viz obrázek 4). Plošněji se u nás objevuje zejména v teplejších oblastech v nižších polohách do 500 m n. m. Jinde se vyskytuje spíše ostrůvkovitě (Baruš et Oliva, 1992; AOPK ©2018).

Výskyt druhu *Rana dalmatina* podle záznamů v ND OP



Obrázek 4: Rozšíření skokana štíhlého v ČR – aktualizováno 2. 4. 2018 (© AOPK ČR, Nálevná databáze ochrany přírody).

Reprodukční ekologie

Dospělí samci zimují většinou ve vodě zahrabaní do bahna na dně jezírek nebo v jejich pobřežních zónách. Samice a mladí jedinci tráví zimu obvykle v nejrůznějších úkrytech na souši (O'Shea et Halliday, 2002). V ČR opouští zimoviště již v únoru, kdy maximální teploty dosahují 7–14 °C a teplota vody stoupá k 5 °C. Prakticky okamžitě poté se skokani začínají rozmnožovat (Baruš et Oliva, 1992). Nejmasověji však probíhá rozmnožování v březnu až počátkem dubna. Začátek rozmnožování se liší s klimatickými podmínkami konkrétního regionu a dle průběhu počasí v konkrétním

roce (Baruš et Oliva, 1992). Období rozmnožování v našich podmínkách trvá necelý měsíc (Zavadil, 1986). Sledované populace na Mostecku se rozmnožují v poměrně kratším časovém rozmezí 10–14 dnů, zpravidla na přelomu března a dubna (vlastní pozorování).

Skokan štíhlý je při volbě vhodné reprodukční nádrže poměrně vybíravý. To by mohlo souviset s tím, že část populace (především samci) ve vodě i zimuje (Baruš et Oliva, 1992). V předcházející bakalářské práci (Koláš, 2018) analýza dat jednoznačně prokázala vliv sezónní stability jezírek na výběr reprodukčních nádrží skokanem štíhlým ke kladení snůšek. Skokan štíhlý upřednostňoval ke kladení permanentní vody – zhruba polovina stálých vodních biotopů byla využita ke kladení snůšek, zatímco u těch nestálých (tj. v létě vysychajících) to bylo necelých 20 %.

K reprodukci si vybírá různě velká vodní tělesa. Nejvhodnější jsou mělké tůně a jezírka s vysokým zastoupením litorálu, mírnými břehy, dobře prohřivanou hladinou vlivem oslunění a čistou vodou bez rybí osádky (Zavadil et al., 2011; Maštera et al., 2015). Optimální hloubka nádrže je 30–80 cm, rozhodující je ovšem přítomnost vodní vegetace (Gasc et al., 2004). Ideální jsou soustavy menších nádrží splňující zmíněné podmínky (Baruš et Oliva, 1992).

Samice ukládá snůšky v různé hloubce zpravidla pod hladinu, kde je uchytí obvykle okolo stébla rákosu, lodyhy či větvičky v hlubší části litorálu (Zavadil et al., 2011; Maštera et al., 2015). Podle velikosti a stáří samice sestává jedna snůška z různého počtu vajíček obalených průhledným rosolovitým pevným pouzdem (Duellman et Trueb, 1994). Během několika dnů od nakladení vajíček začne jejich rosolovitý obal nabobtnávat a následkem toho stoupají vajíčka k hladině podél předmětu, ke kterému jsou připevněny (viz obrázek 5). V tuto dobu lze snůšky velmi dobře pozorovat (Baruš et Oliva, 1992).



Obrázek 5: Několik dnů stará snůška skokana štíhlého. (© Jaromír Maštera).

Larvální vývoj

Pulci se v závislosti na teplotě vykulí za 2–3 týdny. Obvykle je to koncem března a během dubna, jak naznačuje tabulka 1 (Mikátová et Vlašín, 2002). Prázdňý rosolovitý chomáč se postupně rozpadá po dobu 2–3 týdnů, kdy ho lze ve vodě stále dobře rozpoznat. Na rozdíl od jiných druhů žab se tak nerozpadne ihned po vykulení pulců (Zavadil et Leypold, 1986).

Trvání larválního vývoje je ovlivněno především teplotou prostředí a nabídkou potravy (Baruš et Oliva, 1992). Úspěšný vývoj dále ovlivňuje distribuce ostatních živočichů a rostlin, sluneční osvit a hloubka nádrže. Nejčastěji zaznamenaná hloubka vody v období vývoje pulců je 30 cm. Nízký vodní sloupec zaručuje jeho rychlé prohřátí, což urychluje vývoj larev, a to jim dává větší naděje na přežití (Ficetola et al., 2006). Vývoj trvá zpravidla 2–3 měsíce. K metamorfóze pulců dochází v našich podmínkách koncem července a začátkem srpna (viz tabulka 1) (Maštera et al., 2015).

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Snůška												
Larva												

Tabulka 1: Období výskytu snůšek a larev skokana štíhlého v ČR (Maštera et al., 2015).

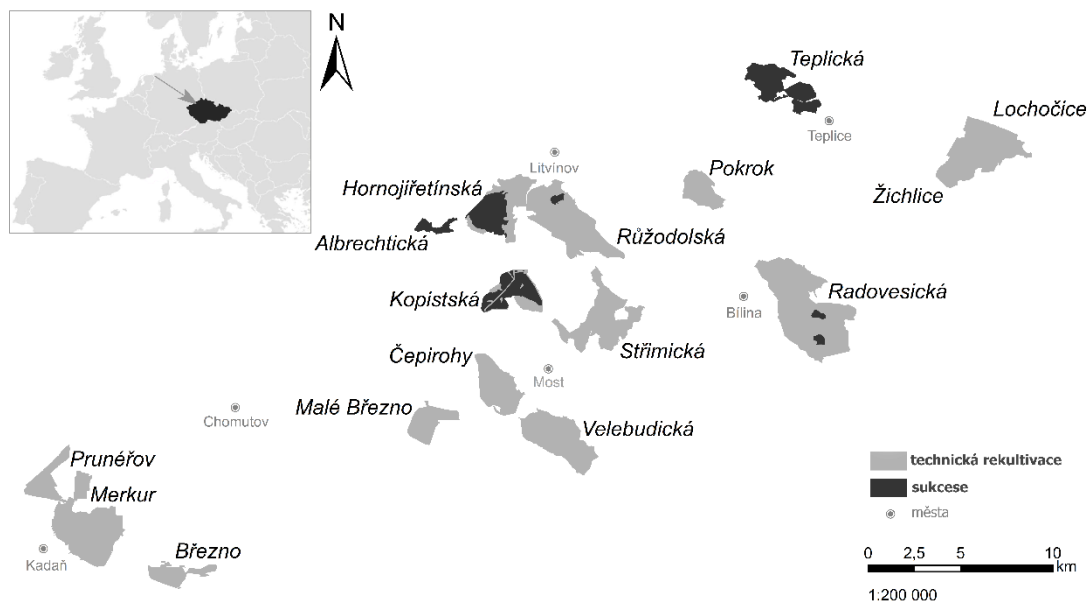
Biotopové nároky

Dospělí jedinci jsou vcelku tolerantní ve svých nárocích na terestrické i vodní prostředí (Zavadil et al., 2011). Preferují mokřadní louky s okolními biotopy lesostepního charakteru s dostatkem míst pro rozmnožování (O'Shea et Halliday, 2002). Skokan štíhlý obývá i sušší stanoviště, které jsou vzdálenější od vody. Do určité míry mu nevadí ani celkové vysušování krajiny (Zavadil et al., 2011). Ve své lokalitě však vyžaduje alespoň menší vlhké části s úkryty. Zároveň se ale zpravidla nevyskytuje na stanovištích s vyloženě močálovitým charakterem (Baruš et Oliva, 1992). Vodní biotopy na svých stanovištích vyžaduje výhradně kvůli rozmnožování. Vhodné jsou reprodukční nádrže, které se nacházejí uvnitř lesa či lesostepi nebo v jejich blízkosti (Bartoň et Rafiński, 2006). Nejvhodnější jsou mladší vodní biotopy, které už ale mají rozvinutou vodní vegetaci (Zavadil et al., 2011).

4.2 Charakteristika studijního území

Studie navazuje na bakalářskou práci (Kolář, 2018) a rozšiřuje poznatky získané sběrem dat na stejném území. Popis zde je na v některých částech podán stručnějším formou, jinde zase rozšiřuje text o některé další faktory. Podrobnější charakteristiky zahrnující i historii vzniku studijního území lze nalézt ve zmíněné bakalářské práci.

Studijní území se nachází na severozápadě Čech v Ústeckém kraji v oblasti Podkrušnohoří v Severočeské hnědouhelné pánvi (Mostecké pánvi), která je největší těžební oblastí v ČR (Vráblíková et al., 2008). Zájmové oblasti představují dvě technicky nerekvultované výsypkové plochy, Horňojiřetínská a Kopistská (viz obrázek 6). Zde byly monitorovány veškeré vodní plochy (vč. těch u paty výsypky).



Obrázek 6: Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve s vyznačením sukcesních a technicky rekultivovaných ploch. Dobře jsou vidět také obě zájmové oblasti - Horňojiřetínská a Kopistská výsypka (Doležalová et al., 2012).

Území náleží z klimatického hlediska do klimatické oblasti T2. Ta v rámci ČR představuje teplejší oblast s nízkým srážkovým úhrnem, což je způsobeno polohou ve srážkovém stínu Krušných hor (Divišová, 2014). Typické je dlouhé, teplé a suché léto a krátká, mírně teplá a až velmi suchá zima (Bažant, 2010). Český hydrometeorologický ústav udává průměrnou roční teplotu území mezi 6–8 °C (ČHMÚ ©2020). Jedná se o jednu z nejchudších oblastí na srážky v ČR (Divišová, 2014).

Dle geomorfologického členění přísluší celé území do systému Hercynského, provincie Česká Vysočina, subprovincie Krušnohorská soustava, oblast Podkrušnohorská oblast, jednotka Mostecká pánev, tvořena zejména kvarténními a neogenními sedimenty. Je vertikálně jen minimálně členěné a antropogenně zcela přeměněné vlivem těžebních procesů. Typické je rozsáhlými, poměrně plochými, celky, které jsou však posety množstvím post-těžebních útvarů. Oblast se nachází v nadmořské výšce cca 260–300 m (Divišová, 2014).

Výsypkové plochy jsou zde tvořeny především šedými miocénními jíly uhelného nadloží s příměsí sopečných derivátů a písků. Pokryvnost území výsypek dřevinami je vzhledem ke klimatickým podmínkám poměrně nízká (Bažant, 2010). Nepřesahuje více než 30 %, a to ani v pozdních sukcesních stádiích. Většina sukcesních ploch území je více než 40 let stará. Vegetace je zde typická převážně jakousi polo-přirozenou antropogenní lesostepí tvořenou zejména listnatými stromy. Ta se zdá být relativně stálá. Toto rostlinné společenstvo označuje Whittaker (1974) jako subklimax. K nejčastěji zastoupené dřeviny patří především bez černý (*Sambucus nigra*), vrba jíva (*Salix caprea*), topoly (*Populus* sp.), bříza bělokora (*Betula pendula*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), růže šípková (*Rosa canina*), hloh jednosemenný (*Crataegus monogyna*) a další. Společně s množstvím menších vodních ploch s vysokým procentem litorálu a mírnými sklony břehů tvoří v mnoha případech ideální prostředí pro život a reprodukci obojživelníků (Jongepierová et al., 2012).

Ohrožujícími faktory lokalit jsou vysychání a hromadění organického materiálu v malých vodních nádržích, které jsou závislé na zásobování dešťovou vodou. Kumulací hmoty dochází postupně k zarůstání, zazemňování, vysychání a postupnému zániku vodních biotopů. Dále existují tendence k odvodnění tůň lesními hospodáři, kteří tak chtějí oblast optimalizovat pro svou činnost. Většina výsypek je zde také ohrožena snahou o pozdější opětovné přetěžení. Hrozbu představují i rybáři, jejichž snahou je vysadit rybí plůdek do všech nádrží, které to umožňují. Výskyt ryb je přitom jedním z faktorů ohrožující přežití obojživelníků (NATURE ©2020). Na druhou stranu se dá říci, že jednotlivé cenné vodní biotopy jsou do jisté míry chráněny před zásahy člověka díky jejich skryté poloze, špatné přístupnosti a členitosti terénu.

Hornojiřetínská výsypka

Hornojiřetínská výsypka se nachází mezi Horním Jiřetínem, Litvínovem, průmyslovým areálem Záluží a svahem Krušných hor. Kromě krušnohorského úpatí na severozápadě výsypky její plocha nenavazuje na přírodě blízké ekosystémy (Vojar, 2004). Rozkládá se na území 411 ha. Byla založena v roce 1954 s předpokladem jejího budoucího přetěžení v rámci pokračování těžby na lomu ČSA. Záměrem rekultivace zahájené rokem 1970 tedy bylo dočasné řešení s předpokládanou životností 30–40 let (Kašpar, 2006). Cílem bylo odclonění výsypky zalesněním viditelných svahů na jihu a východě rychle rostoucími dřevinami. Zde byly místně prováděny také terénní úpravy. Stejně tak na náhorní plošině (Vojar, 2004), kde byly ponechány vodní plochy o celkové výměře 16 ha. Kromě toho zůstalo celé území bez technických zásahů. Později v roce 1972 byla v rámci lesnické rekultivace řídce osázena (3500 sazenic/ha) také náhorní plošina výsypky (Kašpar, 2006). Severozápadní a jihozápadní část svahů zůstala zcela bez zásahu a vytvořily se zde porosty rozptýlené vegetace. Díky absenci technické rekultivace zde zůstalo množství rozmanitých terénních depresí, které zaplnila voda. Vzhledem ke stáří vodních ploch (25–35 let) je zde bohatě vyvinuté litorální pásmo, tvořené zejména rákosem obecným a orobincem. Okolí je typické řídkým porostem náletových dřevin. V bezlesých částech jsou časté porosty třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Významným prvkem výsypky je její návaznost na svahy Krušných hor. Díky tomu se zde objevují i druhy jako ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*) či zmije obecná (*Vipera berus*), kteří nejsou pro tyto nížinné polohy typické (Vojar, 2004). V rámci herpetofauny dosahuje největší druhové diverzity ze všech severočeských výsypek. Celkově zde byl prokázán výskyt a reprodukce čolka obecného a č. velkého (*Triturus cristatus*), kuňky obecné (*Bombina bombina*), skokana skřehotavého, s. hnědého a s. štíhlého a ropuchy obecná. Z plazů pak užovky obojkové (*Natrix natrix*), ještěrky obecné (*Lacerta agilis*) a slepýše křehkého (*Anguis fragilis*) (Vojar, 2003).

Jezírka zde mají výrazně morfologickou i velikostní diverzitu a jejich břehy mají různé sklony. Vysoké množství těchto vodních biotopů, které jsou si vzájemně blízké, nabízí ideální prostředí populacím obojživelníků i plazů (Vojar, 2004). Doležalová et al. (2012) zjistili, že na Hornojiřetínské výsypce se nachází do vzdálenosti 300 m od

jezířka v průměru dalších 18 vodních ploch. Výsypka je tak významným ekosystémem celé Mostecké pánve (Vojar, 2004).

Kopistská výsypka

Kopistská výsypka je zasazena do centrální části Mostecké pánve. Je ohraničena městem Most, rafinérsko-petrochemickým podnikem Chemopetrol v Záluží a elektrárnou Komořany. Jde tedy o poměrně izolovanou oblast. Vznikala v letech 1945–1976 na území zaniklých obcí Souš, Dolní Jiřetín a Třebušice vršením skrývky z povrchového dolu Obránců míru (Lipský, 2006).

Pohled na výsypku po jejím vzniku byl připodobňován pohledu na „měsíční krajinu“. Výsypka působila jako ukázka totální devastace ekosystému. Dnešní pohled je však poněkud jiný (Kašpar, 2006). Přesto, že krajina je zcela antropogenně přemodelována, půdně, vegetačně a hydrologicky změněna, můžeme dnes výsypku nazvat významným ekologickým prvkem regionu. Její rozloha je 453 ha (Lipský, 2006).

V jižní části výsypky bylo v roce 1976 asi 80 ha terénu technicky srovnáno pro zemědělskou rekultivaci. Půda zde však není příliš úrodná a spíše se nevyužívá. Zbylá část výsypky neprošla technickou rekultivací. Zachovány tak byly terénní nerovnosti a zůstal zde bohatě členěný reliéf s vysokým počtem bezodtokých sníženin. Ty se zaplnily srážkovou vodou a vzniklo množství různorodých mělkých vodních nádrží, které jsou pro nerekultivované terénní plochy výsypek typické (Jaroš, 2013).

Lesnické výsadby byly prováděny od roku 1964 na ploše o rozloze 595 ha přímo do členitého neupraveného terénu (Kašpar, 2006). V průběhu rekultivačních prací narušila území výstavba 3 km dlouhého a 50 m širokého horkovodu Komořany. Ten probíhá od jihu k severu napříč celou výsypkou a rozděluje souvislý lesní porost na dvě nestejně veliké části. Koridor horkovodu, naprosto zbavený vegetace, tak působí jako jizva v krajině, narušující estetický vzhled a funkci ekosystému. Rekultivační práce skončily v roce 1983 (Lipský, 2006). Mimo zalesněné části je území tvořeno také bezlesými plochami s travinnou vegetací, které zabírají asi 20 % plochy výsypky (NATURE ©2020).

Těleso Kopistské výsypky dnes představuje jednu z krajinných dominant. Jako významný přírodní prvek poskytuje různorodé biotopy mnoha druhům živočichů a rostlin (Kašpar, 2006). Cenná je především hojným zastoupením listnatých stromů, vysokým množstvím různorodých malých vodních nádrží s bohatými litorálními porosty a velmi pestrým společenstvem obojživelníků (Divišová, 2014). Hojně je zde zastoupení populací skokana skřehotavého, skokana štíhlého, čolka obecného a kuňky obecné, ropuchy obecné a relativně hojně se zde vyskytuje také poměrně vzácný čolek velký. Z plazů je znám výskyt užovky obojkové, ještěrky obecné, ještěrky živorodé a slepýše křehkého (Vojar, 2004).

Toto území je jedním z nejhodnotnějších v celé Severočeské hnědouhelné pánvi. Stejně jako jiné technicky nerekvultované plochy výsypek i ona poukazuje na potenciál výskytu přírodních hodnot v post-těžebních lokalitách (Vojar, 2004; Divišová, 2014). Toto tvrzení podporuje i fakt, že výsypka byla vyhlášena evropsky významnou lokalitou (EVL) (kód EVL: CZ0423216) (Natura 2000) a také přírodní památkou ČR (PP Kopistská výsypka), která je vymezena téměř na celém zájmovém území. Předmětem ochrany EVL jsou čolek velký, kuňka obecná a biotopy tvrdé oligo-mezotrofní vody s bentickou vegetací parožnatek (NATURE ©2020).

Dle plánu péče o PP je cílem ochrany omezení či pozastavení sukcesních vývojových procesů v ekosystémech, zabránění postupnému zazemňování, zarůstání a vysychání malých vodních ploch. Prioritou je zlepšení a stabilizace stavu míst vhodných k reprodukci obojživelníků. Dále ochrana vývojových stádií obojživelníků před nadměrnou predací a konkurencí ryb a ochrana okolí vodních biotopů před negativním působením člověka (Jaroš, 2013). V současné době však žádná managementová opatření neprobíhají, byť by na některých místech (zejména v případě menších a mělčích tůních podléhajícím zazemňování) byla velmi žádoucí (viz kapitola 5.5)

4.3 Sběr dat

Sběr dat probíhal na dvou výše zmíněných výsypkách. Ty byly pro monitoring vybrány z důvodu jejich nerekvultovaného stavu (absence technické rekultivace na podstatné části výsypek), což umožnilo vznik značného počtu vodních ploch

koncentrovaných na relativně malém území (viz Doležalová et al., 2012). Díky tomu se podařilo získat dostatečné množství dat pro předkládanou diplomovou práci.

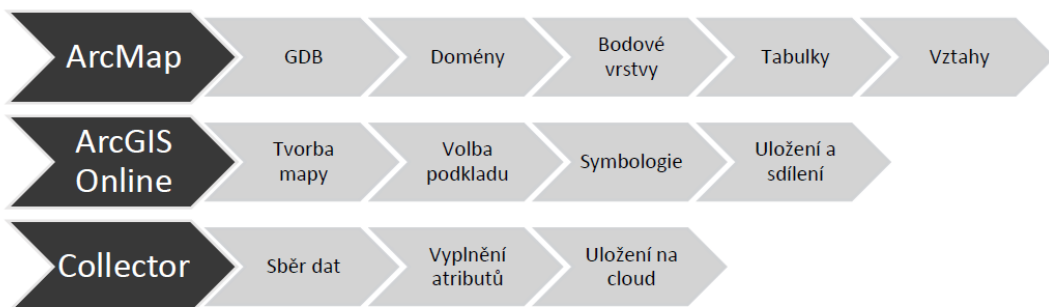
Terénní práce jsou součástí dlouhodobého (na Hornojiřetínské výsypce od roku 2005, na Kopistské od roku 2008) velkoplošného monitoringu snůšek skokana štíhlého na výsypkách Mostecká, kde je každoročně na jaře (první polovina dubna) kontrolováno celkem cca 1000 vodních biotopů. V rámci této kontroly se u každé z lokalit zjišťuje počet snůšek a podrobné charakteristiky prostředí: rozloha vodní plochy (odhadem v m²), maximální (odhadem, tříděno do kategorií <0,5 m / 0,5-1,5 m / >1,5 m) a převládající hloubka (odhadem v m), procentuální zastoupení litorální vegetace (odhadem, tříděno do kategorií <5 % / 5-75 % / >75 %), sklon břehů (mírný / strmý), míra oslunění lokality (zcela – <5 % / částečně – 5-75 % / zastíněné – >75 %), zarybnění (ano / ne), ohrožující faktory vodní plochy (zazemnění / vysychání / zárůst / zarybnění atd.). V minulých letech se dále vždy zaznamenávala naměřená hodnota pH a konduktivity. Pozornost je u každého jezírka věnována také jeho okolí. V rámci toho se zaznamenává charakteristika okolního prostředí (trvalý travní porost / lesostep / zapojené porosty / rákosiny), a provedení technické či lesnické rekultivace (ano / ne). Případně jsou zaevidovány zaznamenané druhy herpetofauny. Blíže k popisu vlastností biotopů v publikacích (Doležalová et al., 2012) a (Vojar et al., 2016).

Při pravidelném jarním monitoringu jezírek pomáhám již pět let. Těmto komplexním záznamům charakteristik každé vodní plochy však chybělo určování dalšího potenciálně významného parametru. Údaj o stabilitě vodních ploch do doby metamorfózy pulců skokana štíhlého zde totiž zatím nikdo nemonitoroval. Jeho zjištění vyžadovalo další speciální návštěvu v období, kdy larvální stádia skokanů štíhlých metamorfují, tedy v létě. Účelem terénního monitoringu nebylo jen zjištění stability tůní v jednotlivých letech, ale také vymezení lokalit vhodných pro další pozorování.

Vlastní sběr dat, resp. letní kontroly probíhaly na přelomu července a srpna v průběhu třech let, 2016, 2017 a 2019. Kontrola zvodnění vodních ploch trvala v každém roce zhruba 10 dní. Pro pohyb a orientaci v terénu bylo použito zařízení GPS

Garmin s nahaným mapovým podkladem a s body označenými specifickými kódy. Každý z bodů představuje jednu vodní nádrž a nese informaci o její poloze. Tento mapový podklad byl převzat ze zmíněného jarního monitoringu jezírek. Každá vodní plocha byla individuálně nalezena pomocí GPS zařízení.

Při sběru dat pro studii bakalářské práce v letech 2016 a 2017 byly k záznamu informací o každé z lokalit použity papírové formuláře. V minulém roce probíhal sběr prostorových dat pro diplomovou práci digitálním záznamem do smartphonu prostřednictvím mobilní aplikace Collector for ArcGIS. Vytvoření provozuschopného projektu v mobilním softwaru Collector for ArcGIS předcházela práce v programech ArcMap a ArcGIS Online. Pro tyto účely bylo nutno nejprve vytvořit novou geodatabázi (GDB) v programu ArcMap. Ve vlastnostech geodatabáze byly vytvořeny domény, které později sloužily jako výčtové datové typy u atributů, tzn. atribut je vyplněn jednou z předem definovaných hodnot. Této možnosti se využívá hlavně kvůli zajištění, že zadávaný atribut bude vždy stejný. Nemůže tak dojít k rozdílům v psaní malých/velkých písmen, rozdílům v diakritice, překlepům apod.



Obrázek 7: Posloupnost kroků při tvorbě projektu pro sběr dat mobilní aplikací Collector for ArcGIS (Tajovský, 2018).

V geodatabázi byla vytvořena bodová vrstva (Feature Class) *Vysypky_jezírka*. Této vrstvě byly definovány atributy a atributům datové typy vč. domén (výčtových datových typů). Atributovou tabulku tvořily následující prvky: *Vysypka* (domény: *HJ* – Hornojířetínská výsypka, *K* – Kopistská výsypka), *Lokalita* (text), *Permanence* (domény: *Stabilni*, *Nestabilni*, *Vyschle*), *Hloubka_max* (text), *Hloubka_prevl* (text), *Rozloha* (text), *Poznamka* (text) a *Fotografie* (zde bylo nutné povolit vkládání příloh).

Takto vytvořenou vrstvu bylo možné nahrát jako službu do ArcGIS Online. Před tím však bylo třeba zvolit, které operace budou přípustné. Vzhledem k účelu tohoto mapování byly zachovány všechny operace, tzn. *Create* (přidání prvku), *Query*

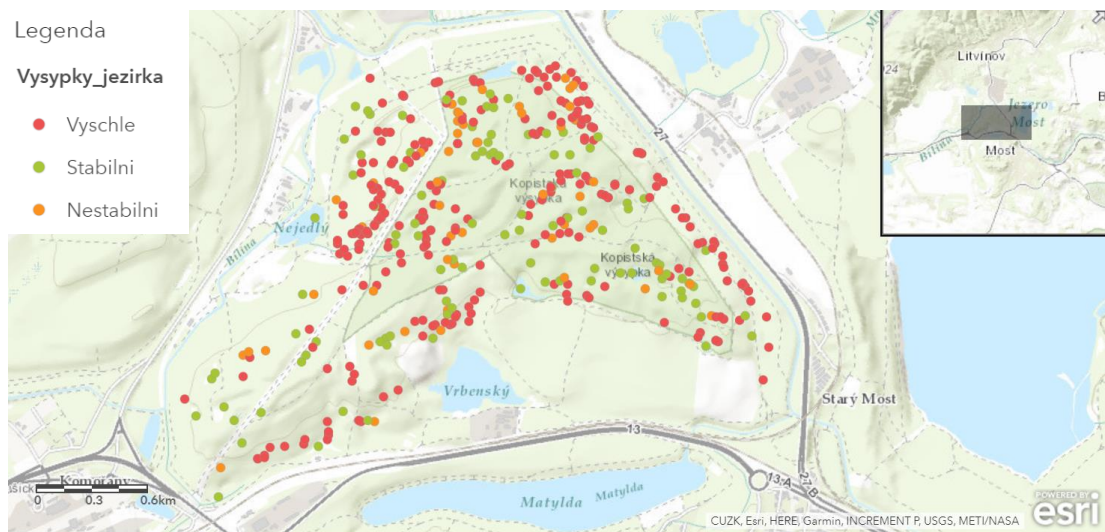
(dotazování a zobrazení), *Sync* (práce offline), *Update* (změna prvku) a *Delete* (smazání prvku). V cloudovém úložišti byla nahrané vrstvě definována symbologie. Ta se řídí podle kategorií atributu *Permanence*: *Stabilni* – zelené kolečko, *Nestabilni* – oranžové kolečko a *Vyschle* – červené kolečko. Dále byla vložena podkladová mapa. Nastavena byla i vyskakovací okna, která obsahují atributy z bodové vrstvy včetně fotografií. Mapový projekt byl poté uložen. Lze jej takto sdílet také do pracovní skupiny, kde k němu mohou přistupovat další uživatelé přes mobilní aplikaci a sbírat do něj nová data nebo editovat ta stávající.

V Collectoru následně probíhal samotný sběr atributových i prostorových dat. Nejdříve bylo nutné se přihlásit do aplikace, díky čemuž se zobrazí projekt, který je spárovaný s daným účtem. Tlačítkem „*Stáhnout*“ lze projekt uložit do zařízení a přistupovat do něj v offline režimu. Po vstupu do projektu a kliknutí na ikonu „*Sbírat nově*“ je vybrána příslušná vrstva a ihned se zobrazí prázdný formulář tabulky, do kterého lze vyplňovat jednotlivé atributy. Po přepnutí na další záložku je zaznamenána také poloha (pomocí aktuální polohy GPS). Po uložení těchto dat lze zobrazit nasbírané atributy (včetně jejich příloh) v novém okně kliknutím na každý jeden konkrétní prvek bodové vrstvy. Takto lze atributy také zpětně editovat. Zaznamenaná data jsou po připojení k internetu nebo ihned odesílána na cloud (offline/online). Odtud jsou dále přístupná pomocí mobilní nebo webové aplikace, což umožňuje vždy práci s aktuálními daty, která jsou editovatelná jak z mobilních telefonů, tak z webových prohlížečů.

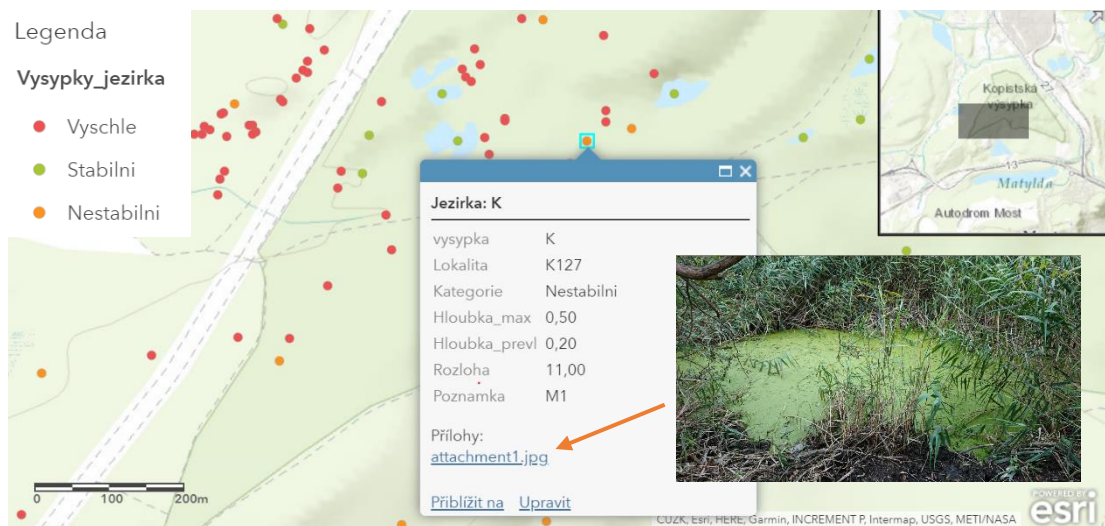
Po nalezení každého z jezírek byl přidán nový prvek bodové vrstvy a vyplněny příslušné atributy. Nejprve byla vybrána výsypka, které lokalita příslušela (atribut – *Vysypka*). Dále bylo zapsáno kódové označení lokality (atribut – *Lokalita*) korespondující se značením lokalit při zmíněném jarním monitoringu. Poté byl zaznamenán údaj o permanenci (atribut – *Permanence*). Ten byl popsán jednou ze tří kategorií. První kategorie (výčtový typ – *Vyschle*) prezentovala jezírka zcela bez zvodnění. Druhou kategorii (výčtový typ – *Stabilni*) představovaly stabilní nádrže. Za stabilní vody byly považovány ty, u kterých se dle vizuální kontroly samotné plochy i okolí nepředpokládalo, že by hrozilo jejich vyschnutí, a tím pádem ohrožení metamorfózy skokana štíhlého ani v případě extrémního sucha. I v letním období se

vyznačovaly dostatečným množstvím vody, tedy s vodním sloupcem zpravidla vyšším než 0,5 m. Pokud nádrže obsahovaly alespoň nepatrné množství vody, byly označeny třetí kategorií (výčtový typ – *Nestabilní*). Jednalo se zpravidla o téměř vyschlé lokality a mělké tůňky. Jejich odhadovaná hloubka byla od 0,01 do 0,5 m. Průměrně se hloubka vody těchto jezírek pohybovala okolo 20 cm. U nich lze předpokládat v suchých letech úplné vyschnutí. V letech srážkově bohatých mohou být naopak výrazně zavodněná. Zároveň se tyto biotopy vyznačují pokročilou fází zazemnění přirozenými sukcesními procesy. V budoucnu by tedy mohly představovat potenciální lokality pro management. U biotopů této kategorie byla dále do aplikace zapsána na místě odhadnutá maximální hloubka (atribut – *Hloubka_max*, převládající hloubka (atribut – *Hloubka_prevl*) a rozloha (atribut – *Rozloha*) vodní nádrže. Jezírka kategorie nestabilní byla dále tříděna do podkategorií *M1* nebo *M0* (uvedeno v atributu *Poznamka*). Lokalita označená jako *M0* sice splňovala kritéria jezírka kategorie *Nestabilní*, ale nebyla příliš vhodná pro monitoring v budoucích letech. Důvodem byl obvykle extrémní zárůst lokality rákosem spojený s velice obtížným přístupem po rozbahněném okolí a s velice nejasným rozložením. Sledování stavu volné vodní hladiny, jejíž existence uprostřed rozbahněných rákosin je často nejistá, by bylo v budoucnu jen velmi obtížné. Pokud lokalitu označenou podkategorií *M1* definují opačným extrémem, jedná se o vodní plochy, u kterých je velice dobře pozorovatelná změna stavu vodní hladiny. Vzhledem k tomu, že většina vodních ploch na výsypkách se vyznačuje bohatě rozvinutým pásmem litorální vegetace, kdy se rákos často rozprostírá až do širokého okolí, navštívení vodní plochy téměř vždy vyžaduje určité úsilí z důvodu obtížné přístupnosti. V reálu jsou tedy takto označena všechna jezírka dané kategorie, ke kterým se lze dostat a zřetelně rozeznat břehovou hranici. Takto označené biotopy považuji za vhodné pro modelové pozorování stavu vodní hladiny v budoucích letech. Možností připojení přílohy pořízením fotografie přímo ve vyplňovacím formuláři sbíraného prvku, bylo dále každé jezírko vyfoceno. Na každé lokalitě bylo také zaznamenáno případné pozorování druhů obojživelníků či plazů. Po vyplnění těchto parametrů do mobilní aplikace byl zápis uložen včetně prostorových dat podle aktuální GPS polohy.

Výsledkem toho bylo vytvoření bodové vrstvy lokalizované do mapového podkladu, kde každý z bodů představuje jedno konkrétní jezírko a obsahuje o něm výše zmíněné informace. Jednotlivé body jsou navíc barevně rozlišeny podle permanence vod. Vznikla tak současně symbologicky rozlišená interaktivní webová mapa (příklad viz obrázek 8) s možností rozklikávání jednotlivých bodů (monitorovaných jezírek) s vyskakovacím oknem prezentujícím nasbíraná data včetně fotodokumentace (příklad viz obrázek 9). Součástí toho je také komplexní atributová tabulka se všemi nasbíranými daty, kterou lze dále využít pro jejich analýzy.



Obrázek 8: Ukázka interpretace nasbíraných dat ve webové mapové aplikaci ArcGIS online. Zde Kopistská výsypka. Jednotlivé barevně rozlišené body prezentují konkrétní jezírka dle kategorií permanence (viz legenda obrázku).



Obrázek 9: Ukázka rozklikávacího okna s prezentací nasbíraných dat včetně přílohy – fotografie konkrétního jezírka. Zde jezírko K127 na Kopistské výsypce.

Celkem bylo tímto způsobem monitorováno 687 vodních ploch (306 na Hornojiřetínské výsypce a 381 na Kopistské výsypce).

4.4 Analýza dat

Do analýzy vstupovala vyexportovaná data z atributové tabulky nasbíraná prostřednictvím aplikace Collector for ArcGIS společně s daty z minulých let a informacemi z jarních monitoringů v příslušných letech (2016, 2017 a 2019) – viz příloha 1. Pro potřeby některých analýz byla kromě standardně zjišťované letní permanence použita také informace o permanenci na jaře.

Níže je popsán pro jednotlivé dílčí cíle způsob statistického zpracování dat. Veškeré analýzy byly provedeny ve spolupráci s vedoucím práce v rámci statistického programu R, verze 3.4.2 (R Core Team, 2017).

Porovnání počtu stabilních a nestabilních vodních ploch

Cílem bylo zjistit, zda se počet stabilních, nestabilních a vyschlých vodních biotopů (kapitola 4.3) lišil mezi lety a mezi sledovanými výsypkami. Cennou informací je rovněž celkové porovnání podílu stálých a periodických vodních ploch (přes sledované roky i výsypky). Za tímto účelem byly použity zobecněné log-lineární modely (GLM). Počty jezírek příslušejících k jednotlivým kombinacím kategorií (viz příloha 2) sledovaných vysvětlujících proměnných představovaly v rámci GLM vysvětlovanou proměnnou s Poissonovým rozdělením dat (šlo o frekvence). Rok/sezóna (2016 × 2017 × 2019), výsypka (Kopistská × Hornojiřetínská) a permanence vody v létě (vyschlé × stabilní × nestabilní vody), a především dvojnásobné interakce těchto faktorů, byly použity jako vysvětlující proměnné (viz tabulka 4). Ze všech vysvětlujících proměnných byl pro účely práce nejvíce zajímavý podíl vyschlých, nestabilních a stabilních vodních biotopů (perm) a dále zdali je tento podíl odlišný mezi lety (interakce perm:rok) či výsypkami (perm:lok).

Analýza vlastností vodních biotopů s potenciálním vlivem na jejich permanenci

V rámci této části bylo sledováno, zdali nemohou být některé parametry vodních ploch, zejména jejich hloubka a rozloha, příp. míra zastínění okolními dřevinnými porosty, zodpovědné za jejich vysychání v letním období. Logickým předpokladem, a také pracovní hypotézou, bylo, že menší a mělčí jezírka budou vysychat s větší pravděpodobností než jezírka hlubší a větší. Za tímto účelem byly použity opět GLM, kde byla tentokrát použita permanence vody v létě jako vysvětlovaná proměnná s binomickým rozdělením (1 = permanentní vody – sloučené kategorie *stabilní* a *nestabilní*, 0 = nestálé, vysychající vody). Vysvětlujícími proměnnými byly max. hloubka vodní plochy (m), její rozloha (m²) a míra oslunění vodní hladiny (zcela × částečně × zastíněná). Na závěr byla provedena diagnostika výsledného modelu (Crawley, 2007).

Porovnání počtu stálých a nestálých ploch, coby reprodukčních biotopů skokanů štíhlých

Další otázkou, resp. pracovní hypotézou bylo, zdali skokani štíhlí preferují ke kladení spíše stálejší vodní biotopy. Proto byly zjištěny počty vodních ploch pro všechny kombinace těchto vysvětlujících faktorů – permanence vody na jaře (*stabilní* × *nestabilní*), permanence vody v létě (*stabilní* × *nestabilní* × vyschlé) využívání vodních ploch k reprodukci (snůšky ano × snůšky ne) a rok (2016 × 2017 × 2019) (viz příloha 3).

Frekvence, tj. počty vodních biotopů příslušející k jednotlivým výše uvedeným kombinacím hladin vysvětlujících proměnných byly použity jako vysvětlovaná proměnná. Podobně jako v první otázce, byly pro analýzu těchto frekvencí použity zobecněné log-lineární modely.

Význam efektu permanence na početnost skokana štíhlého v porovnání s dalšími parametry biotopu a jeho okolí

V rámci této části byl řešen potenciální vliv permanence vodních ploch na početnost snůšek skokana štíhlého. Konkrétním cílem bylo zjistit, jak silný je efekt permanence ve srovnání s dalšími vysvětlujícími faktory (rozloha, hloubka, typ okolního prostředí, zastoupení litorálu a míra oslunění), zejména pak ve srovnání s rozlohou vodní plochy, která by měla permanenci do značné míry ovlivňovat (jak ostatně vyšlo z předchozích výsledků). Pro tento účel byly použity GLM s počty snůšek představující vysvětlovanou proměnnou a výše uvedenými faktory, coby vysvětlujícími proměnnými. Vzhledem k vysoké overdispersi v modelu (residuální deviance byla 1401,6 při 308 residuálních stupních volnosti) bylo použito quasipoissonovo rozdělení vysvětlované proměnné (Pekár et Brabec, 2009). Jsem si vědom toho, že permanence a rozloha vodní plochy nebyly v rámci modelu nezávislými faktory, proto by jejich společné užití, coby vysvětlujících proměnných v jednom modelu mělo být vhodným způsobem ošetřeno (např. ponecháním jen jedné z těchto proměnných, Crawley, 2007). Jejich ponechání v jednom modelu však bylo záměrné. Cílem bylo totiž zjistit, jaké množství variability vysvětlí permanence a jaké rozloha vodní plochy podle toho, v jakém pořadí budou v modelu umístěny. Proměnná umístěná jako první má totiž potenciál vysvětlit více variability než s ní propojená proměnná umístěná až za ní (Crawley, 2007). Pokud pořadí obou cílových proměnných (zde permanence a rozloha) prohodíme, zjistíme, jaký podíl variability vysvětlí na různých pozicích modelu. Cenná je informace o množství variability vysvětlené po kontrole na ostatní proměnné, tedy na konci.

5. Výsledky práce a diskuse

Analýzou a zpracováním dat byly získány výsledky, které odpovídají na jednotlivé otázky vyplývající z cílů této práce. Ještě před otevřením samotných kapitol týkajících se těchto cílů bych rád uvedl některé souhrnné parametry vyplývající z nasbíraných dat, které doplňují a navazují na výsledky předcházející bakalářské práce (Koláš, 2018). Krom toho představují užitečný úvod do zkoumané problematiky. Jde zejména o počty jezírek příslušejících jednotlivým kategoriím permanence na jaře a v létě podle toho, zda v nich byly nalezeny snůšky, zobrazuje tabulka 2.

Legenda: perm_j – kategorie permanence jezírek na jaře (s – stabilní, n – nestabilní, v – vyschlé), perm_l – kategorie permanence jezírek v létě (viz perm_j), snůšky – přítomnost či nepřítomnost snůšek (a – ano, n – ne).

2019				2017				2016						
počet	perm_j	perm_l	snůšky	počet	perm_j	perm_l	snůšky	počet	perm_j	perm_l	snůšky			
97	s	->	s	a	120	s	->	s	a	120	s	->	s	a
21	s	->	n	a	28	s	->	n	a	38	s	->	n	a
28	s	->	v	a	32	s	->	v	a	17	s	->	v	a
103	s	->	s	n	101	s	->	s	n	131	s	->	s	n
33	s	->	n	n	28	s	->	n	n	44	s	->	n	n
32	s	->	v	n	51	s	->	v	n	30	s	->	v	n
0	n	->	s	a	0	n	->	s	a	0	n	->	s	a
5	n	->	n	a	12	n	->	n	a	12	n	->	n	a
8	n	->	v	a	20	n	->	v	a	14	n	->	v	a
1	n	->	s	n	1	n	->	s	n	3	n	->	s	n
40	n	->	n	n	59	n	->	n	n	101	n	->	n	n
126	n	->	v	n	192	n	->	v	n	149	n	->	v	n
193	v	->	v		43	v	->	v		28	v	->	v	
687					687					687				

Tabulka 2: Jezírka příslušející v jednotlivých letech k jednotlivým kombinacím kategorií permanence (stabilní, nestabilní, vyschlé) na jaře a v létě ve vztahu k přítomnosti či nepřítomnosti snůšek skokana štíhlého při jarním monitoringu.

Z tabulky 2 je patrný určitý gradient v rámci let, kdy ubývá stabilních ploch, které mají tendenci se posouvat směrem k nestabilním a nestabilní směrem k vyschlým. Tento efekt je zřejmý u permanence vod jak v létě, tak na jaře. Například počet vodních ploch, které byly vyschlé na jaře i v létě, se mírně zvýšil (o 15 jezírek) od roku 2016 do roku 2017. Mezi lety 2017 a 2019 se tento počet zvýšil již velmi výrazně (o 150). Počet nádrží, které na jaře držely vodu, ale do léta vyschly, se mezi lety 2016 a 2017 zvýšil rovněž velmi výrazně (o 85). Do roku 2019 se však naopak snížil (o 35). To naznačuje, že na počátku období suchých let v roce 2017 měla většina vodních ploch tendenci do léta více vysychat, než tomu bylo v roce 2016, na jaře si však zachovávala zvodnělost. S pokračujícím suchem a nastupujícím efektem vodního deficitu ale mnoho z těchto vod do roku 2019 úplně vyschlo a vodu si tyto nádrže neudržely již ani na jaře. Toto je dále rozvíjeno v kapitole 5.1.

Dále lze z tabulky 2 pozorovat, že nejrychleji ubývají vodní plochy z kategorie nestabilní. Tedy menší a mělké vodní plochy, které by měly představovat vhodné reprodukční biotopy většiny obojživelníků bez ohrožení predací rybami. Faktory, které mohou mít vliv na tento úbytek se podrobněji zabývá kapitola 5.2.

Celkově ubývá tůní, které zadržují vodu na jaře i v létě, a naopak přibývá těch, které jsou vyschlé již na jaře, a tedy nemohou představovat reprodukční biotop obojživelníků v daném roce. Celkový počet jezírek, ve kterých byly na jaře nalezeny snůšky skokana štíhlého, se přesto mezi lety 2016 a 2017 téměř nelišil (2016: 201 jezírek, 2017: 212 jezírek), či dokonce mírně zvýšil (o 5,5 %). To by mohlo naznačovat, že si skokani při výběru reprodukčního biotopu selektivně volí takové vodní plochy, které mají tendenci být stabilní. Tato hypotéza bude prověřována v jednom z cílů této práce (kapitola 5.3).

Do roku 2019 se však počet vod, kde na jaře byly nalezeny snůšky (159 jezírek) poměrně značně snížil (o 20,1 %) oproti roku 2017. To může souviset s tím, že počet nádrží, které byly po celý rok vyschlé, do tohoto roku významně vzrostl. Význam efektu permanence na početnost skokana štíhlého řeší kapitola 5.4.

5.1 Porovnání počtu vodních ploch dle jejich stability a vliv srážek na permanenci

Výše zmíněné dále rozvíjí následující tabulka 3, která zobrazuje počty jezírek příslušejících k jedné z kategorií permanence vody v létě (vyschlé × nestabilní × stabilní) na každé z výsypek v jednotlivých letech.

Legenda: perm_l – permanence vody v jezírkách v letním období (tříděno do kategorií: s – stabilní, n – nestabilní, v – vyschlé), hj – Horňoříčtinská výsypka, k – Kopistská výsypka.

2016			2017			2019		
výsypka	perm_l	počet	výsypka	perm_l	počet	výsypka	perm_l	počet
hj	v	110	hj	v	142	hj	v	162
hj	n	93	hj	n	60	hj	n	49
hj	s	103	hj	s	104	hj	s	95
k	v	128	k	v	196	k	v	225
k	n	102	k	n	67	k	n	50
k	s	151	k	s	118	k	s	106
		687			687			687

Tabulka 3: Jezírka příslušející v jednotlivých kategoriích permanence k výsypkám v jednotlivých letech.

Z toho dále vycházejí výsledky analýzy zhodnocující počty vodních ploch (zobrazuje tabulka 4), které budou dále zasazeny do souvislosti s hodnotami úhrnů srážek v letech. Efekt roku v dané analýze tak představuje význam srážkových poměrů a hydrologického deficitu ve studované sezóně.

Legenda: perm – permanence, vys – lokalita (výsypka), rok – sezóna sledování, perm:rok – příklad interakce, zde mezi permanentí vody a rokem pozorování, df – stupně volnosti, var. – variabilita vysvětlená příslušnou proměnnou, var. (%) – podíl vysvětlené variability v procentech (z celkové variability 327,36), p – dosažená hodnota pravděpodobnosti. Tučně jsou zvýrazněny faktory, které přímo souvisely s cíli práce a jsou v textu podrobněji interpretovány.

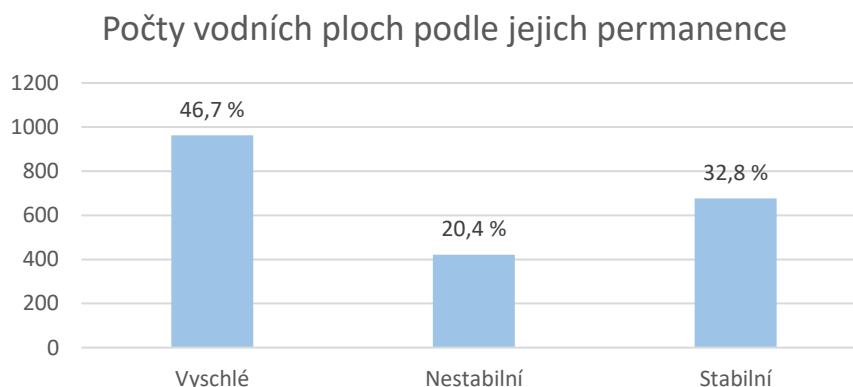
Proměnná	df	var.	var. (%)	p
perm	2	218,27	66,67	<10⁻⁶
perm:rok	2	66,31	20,26	<10⁻⁶
vys:perm	2	2,95	0,90	0,23
vys:perm:rok	2	2,48	0,76	0,29
vys	1	24,61	7,52	<10 ⁻⁶
rok	1	0,00	0,00	1
vys:rok	1	0,00	0,00	1

Tabulka 4: Výsledná tabulka analýzy počtů stabilních, nestabilních a vyschlých vodních ploch ve vztahu ke sledovaným faktorům.

V následujících podkapitolách jsou proto postupně popisovány a diskutovány jednotlivé vysvětlující proměnné společně s kontextem srážkových poměrů, které se mezi lety lišily (tabulka 6). Posloupnost řazení proměnných v tabulce 4 a následných podkapitolách vychází z důležitosti proměnné pro cíle předkládané diplomové práce.

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na jejich permanenci („perm“)

Z tabulky 4 je patrné, že celkové počty stabilních, nestabilních a vyschlých vodních biotopů (proměnná „perm“, počítáno za všechny roky i obě výsyvky dohromady) se silně průkazně lišily. Početně převládaly vodní plochy, které v letním období vysychaly, následovala početnost vod se stabilní hladinou a celkově nejméně bylo nestabilních vod (viz graf na obrázku 10).



Obrázek 10: Počty všech monitorovaných jezírek v jednotlivých kategoriích permanence za všechny sledované roky.

Výše zmíněná skutečnost může představovat ohrožení pro rozmnožování obojživelníků. Kategorie *nestabilní* podle letní permanence totiž definuje takové biotopy, které na jaře drží dostatečné množství vody na to, aby se v nich udržela až do léta, kdy obojživelníci metamorfují (Williams, 2005). Zároveň lze předpokládat, že do konce léta takové vody vyschnou úplně nebo udrží jen tak málo vody, která nepředstavuje vhodné podmínky pro přežití rybích populací (Laurila and Kujasalo 1999; Zavadil et al., 2011). Ty jsou přitom kritickým ohrožujícím faktorem pro vývoj larev obojživelníků (Zavadil et al., 2011; Pintar et Resetarits, 2018). Brodie (1983) uvádí, že zásadní může být v tomto také přítomnost dravého vodního hmyzu. I toho je prý v pravidelně vysychajících vodách mnohem méně (Tarr et Babbitt, 2018). Nádrže s nestabilní hladinou nabízejí mnoha obojživelníkům vhodnou rovnováhu

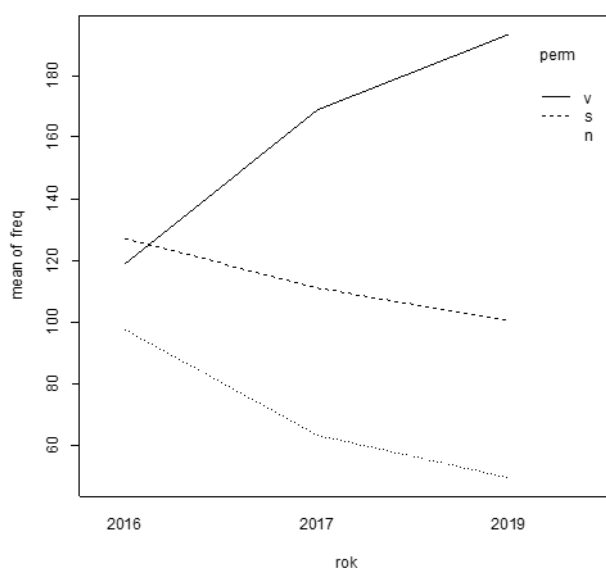
mezi stálostí vod a rizikem predace (Wellborn et al, 1996; Pintar et Resetarits, 2018). Výsledkem je, že tyto mokřady mají tendenci podporovat největší rozmanitost obojživelníků (Pechmann, 1989; Joly a Morand, 1997). Tarr et Babbitt (2018) dále říkají, že hojnost obojživelníků je nejvyšší u biotopů se středně dlouhou hydroperiodou.

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na jejich permanenci v jednotlivých letech a zhodnocení vlivu vývoje srážek za studované období

Výše zmíněné dále rozvíjí proměnná *permanence* v interakci s proměnnou *rok* (proměnná „perm:rok“, počítáno pro obě výskyty dohromady, zvláště pro každý rok). Z její analýzy vyplývá, že poměry počtů jezírek v jednotlivých kategoriích *permanence* v létě (stabilní × nestabilní × vyschlé) se velmi významně liší mezi sledovanými sezónami (2016 × 2017 × 2019). To je dále podrobněji vysvětlováno grafem (obrázek 11), který znázorňuje vývoj počtů vod v jednotlivých kategoriích *permanence* od roku 2016.

Z grafu na obrázku 11 a doplňující tabulky 5 je patrné, že počty v létě vyschlých nádrží výrazně rostly – nejvíce pak mezi roky 2016 a 2017 (z 238 na 338, meziročně o 14 %). To může být dáno tím, že na počátku období suchých let mezi 2016 a 2017 nejprve začaly velmi rychle přibývat vyschlé plochy (o 14 %) na úkor velkého množství

Legenda: *perm* – *permanence* vod v letním období v kategoriích *v* – vyschlé, *s* – stabilní a *n* – nestabilní, *perm:rok* – interakce mezi *permanencí* vody a *rokem* pozorování



perm:rok	2016	2017	2019
v	238 (35 %)	338 (49 %)	387 (56 %)
n	195 (28 %)	127 (18 %)	99 (14 %)
s	254 (37 %)	222 (32 %)	201 (29 %)

Tabulka 5: Počty jezírek příslušejících k jednotlivým kategoriím *permanence* v jednotlivých letech. V závorkách je pak procentický poměr v rámci roku.

Obrázek 11: *Permanence* všech sledovaných vodních ploch v jednotlivých letech.

malých nestabilních vod (úbytek o 10 %), které velmi rychle přišly o vodní hladinu. Stabilní plochy svým počtem ještě v roce 2016 dokonce převyšovaly nad vyschlými (stabilní 254, vyschlé 238). Zmíněné efekty se do roku 2019 zmírnily, protože nejstabilnější vodní plochy zatím nejsou ohroženy (celkový pokles 8 %) a zůstávají stabilními. Nejohroženější nestabilní plochy již zůstávají vyschlé a nárůst množství vyschlých vod se tak do roku 2019 snížil.

Za všechna sledovaná období vzrostl počet vyschlých vodních ploch z 238 na 387 (o 21 %). Naproti tomu nestabilní jezírka ubyla ze 195 na 99. V roce 2019 tak představovala jen 14 % počtu všech sledovaných (viz tabulka 5). Celkově se zdá, že trendem je postupné vymizení nestabilních vodních biotopů se zachováním množství zarybněných velkých nádrží a suchých sníženin s postupně mizící památkou po bývalém zvodnění.

Zhodnocení vlivu množství srážek na permanence za studované období

Tabulka 6 zobrazuje srážkový úhrn (v mm) v jednotlivých letech a měsících. Hodnoty úhrnu zvýrazněné modrým podkladem jsou o více než 10 mm nad dlouhodobým srážkovým normálem (dále normál) z let 1961-1990 v příslušném měsíci. Světle oranžově jsou zvýrazněny hodnoty úhrnu pod 10 mm od normálu a tmavě oranžová prezentuje úhrny pod 20 mm od tohoto normálu. Červená linka pak představuje přibližné období, kdy byly na jaře (začátek dubna) a v létě (přelom červenec, srpen) sbírána data (v roce 2018 chybí z důvodu chybějících dat – monitoring v létě neproběhl).

Z hodnot ročních srážkových úhrnů (z tabulky 6) lze usoudit, že roky 2016 a 2017 byly v tomto lehkém nadprůměrem oproti normálu. Naproti tomu roky 2018 a 2019 byly celkovým množstvím srážek značně pod průměrem (zejména pak rok 2018). To může vysvětlovat, proč byl tak silný nárůst počtu již na jaře vyschlých jezírek na sledovaných Mosteckých výsypkách v roce 2019 (viz tabulka 5). Roční úhrny však

	1961 - 1990	2016	2017	2018	2019
Leden	42	45	46	51	69
Únor	36	49	21	5	29
Březen	38	25	47	39	44
Duben	44	29	48	35	25
Květen	61	47	33	47	66
Červen	68	108	84	51	47
Červenec	68	90	80	19	45
Srpen	70	47	92	35	58
Září	50	81	42	44	59
Říjen	39	65	83	29	40
Listopad	47	31	46	11	36
Prosinec	49	38	45	73	31
	612	655	667	438	547

Tabulka 6: Srážkové úhrny [mm] v jednotlivých letech a příslušných měsících. Poslední řádek pak vyjadřuje celkový úhrn srážek [mm] v daném roce. Hodnoty sloupce „1961-1990“ jsou dlouhodobým srážkovým normálem z 1961-1990 [mm]. Ostatní dovysvětleno v textu. Zdroj dat (ČHMÚ ©2020). Data pro Ústecký kraj.

příliš dobře nevysvětlují vývoj letní permanence, zejména pak úbytek zvodnělých ploch mezi roky 2016 a 2017. Bude proto zajímavé zhodnotit sledovanou situaci srovnáním s měsíčními úhrny.

Na počátku monitorovacích let na jaře **2016**, byly jarní měsíce svými srážkami výrazně podprůměrné. Naopak v prvních dvou letních měsících se srážkový úhrn zvedl výrazně nad průměr a vysychající vodní plochy tak mohly být do doby letního monitoringu (konec července, začátek srpna) do značné míry opět naplněny vodou. Další měsíce byly některé pod průměrem, jiné zase nad průměrem. Celkový úhrn srážek byl v tomto roce mírně nadprůměrný, a rok 2016 tak lze pro účely této práce považovat za srážkově normální.

Už ale poslední dva měsíce roku 2016 mohly hrát roli ve zvodnění jezírek na jaře **2017**. Byly srážkově slabé a společně s na srážky chudým únorem 2017 mohly zapříčinit nárůst vyschlých nádrží při jarních návštěvách na začátku dubna 2017 (viz tabulka 5). Dalším srážkově velice podprůměrným měsícem byl v tomto roce květen. Dlouho trvajícím suchem (od listopadu 2016) tak mohlo způsobit, že srážkově poměrně vydatné měsíce červen a červenec nestačily na to, aby zabránily růstu počtů vysychajících biotopů (zejména těch nestabilních), což se promítlo do nasbíraných hodnot o permanenci při letním průzkumu v tomto roce (tabulka 5). Poté

následoval ještě srážkově silný srpen a říjen. Ostatní měsíce byly srážkově v normálu.

Velmi suchý byl pak rok **2018**. Čtyři měsíce během celého roku byly silně pod srážkovým normálem. Dva byly oproti normálu slaběji podprůměrné a pouze jeden byl svými srážkovými úhrny vydatnější. Proto v tomto roce pravděpodobně značné množství jezírek úplně vyschlo a do jarního monitoringu v roce **2019** již nebylo zvodněno. Únor a duben byly srážkově podprůměrné a červen a červenec silně podprůměrné. Srážkově vydatnější měsíc se do doby letního sběru dat neobjevil, což se promítlo do výsledků pokračujícím trendem ubývání stabilních a zejména pak nestabilních vodních ploch (tabulka 5). Dle pokračování sucha v následujících měsících roku 2019 lze predikovat podobný vývoj v roce 2020.

K závěru této části je nutno podotknout, že toto zhodnocení vychází z dat pro celý Ústecký kraj. Vzhledem k tomu, že zájmové území dvou mosteckých výsypek (Kopistská a Hornojiřetínská) se nachází ve srážkovém stínu Krušných hor, lze předpokládat, že lokální údaje o srážkových úhrnech budou ve svých hodnotách o něco slabší a efekty spojené se suchem zde budou ve skutečnosti ještě o něco výraznější. Divišová (2014) tvrdí, že množství srážek lze označit za jeden z hlavních faktorů ovlivňující stabilitu vodních ploch zejména na mosteckých výsypkách, kde jsou klimatické podmínky ovlivněné srážkovým stínem Krušných hor. Do budoucna by proto bylo zajímavé získat pro účely zhodnocení srážková data z meteorologické stanice Kopisty, která se nachází nedaleko studovaných výsypek.

Dle Babbitta (2005) roční rozdíly ve srážkách přirozeně souvisí s variabilitou hydroperiody efemérních jezírek. I v přírodní krajině tak přirozeně dochází k reprodukčním selháním obojživelníků vlivem vyschnutí nádrže před metamorfózou pulců. Otázkou zůstává, jak přirozený je vývoj počasí (klimatická změna) v posledních letech?

Sucho a srážkový deficit však nejsou jedinými faktory ovlivňujícími mizení malých vodních ploch. Důležitou roli hraje také okolní prostředí, např. litorální vegetace aj. Just et al. (2003) ve své publikaci uvádějí, že tůně mohou být vlivem zanášení organickým materiálem zazemňovány rychlostí až několik decimetrů za rok. V souvislosti s tím zmiňují, že menší jezírka vydrží zvodnělá jen po dobu několika

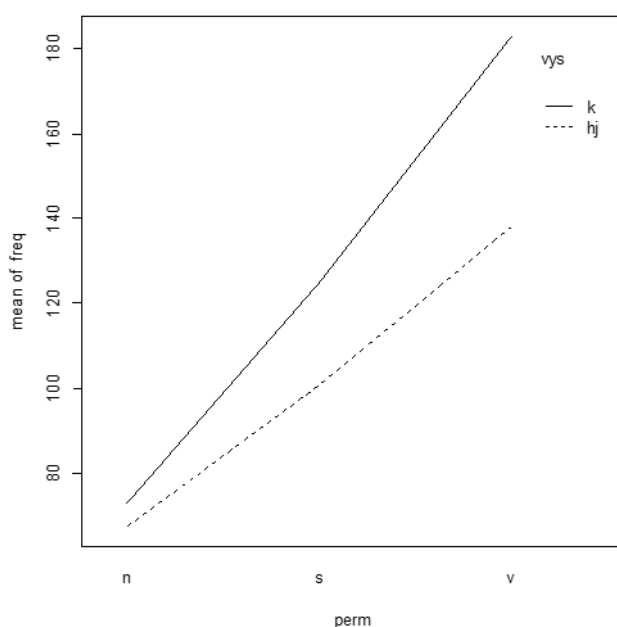
sezón. Hartel et al. (2009) doplňují, že rychlost degradace vodních ploch je zpravidla nepřímo úměrná jejich rozloze a hloubce. Skácelová (2004) tvrdí, že intenzitu hromadění organického materiálu ovlivňuje i okolní prostředí. V případě obklopení tůň listnatými stromy je tento proces podpořen opadem listů. Na druhou stranu lokality v otevřeném terénu zase rychleji zarůstají mokřadní vegetací. Přirozené zazemňování tedy mohlo mít na stabilitu ploch mezi letními sezónami značný vliv. Aby to bylo možné prokázat, je však nutný dlouhodobější průzkum. Zde by byl prostor například pro pravidelný monitoring vybraných vodních ploch s různým zastoupením litorální vegetace a různými typy okolního prostředí. Měření rychlosti zazemňování by se například dalo zjistit, jak tyto faktory ovlivňují stabilitu vodních ploch.

Jak již bylo diskutováno v předchozí podkapitole, nestabilní periodické vody jsou vzácným a důležitým biotopem mnoha obojživelníků (Kopecký et al., 2010). Prostor s takovými stanovišti však z dnešní krajiny již téměř vymizela. Nerekultivované výsypky představují potenciál pro alespoň částečné obnovení původního mokřadního charakteru krajiny (Doležalová et al., 2012). I ty jsou však dnes často již velmi staré a v pokročilém stádiu sukcese. Whittaker (1974) říká, že asi po 30 letech stáří výsypky vznikne relativně stálé rostlinné společenstvo, které označuje jako subklimax. Další vývoj pak vede ke vzniku listnatého lesa, z něhož světlomilné druhy postupně vymizí. Předpokládá se, že během následného dlouhého období nejméně mnoha desítek let by na nerekultivovaných starých výsypkách rostly nejspíše smíšené doubravy, které v těchto polohách byly kdysi převládající formací (Zelený, 1999). Tůň vzniklé samovolně zavodněním bezodtokých propadlin v reliéfu (vzniklých způsobem sypání výsypky), které jsou živené pouze srážkovou vodou (takzvaná nebeská jezírka), by z takového prostředí postupně přirozeně vymizely (Peberdy, 1998; Zavadil et al., 2011). Pokud nedochází k žádným disturbancím vodních nádrží, jejich zarůstání a zastínění břehovou vegetací nakonec vede k úplnému zazemnění a zániku vodní plochy (Zavadil et al., 2011). Obojživelníci zde již nyní vlivem sucha a dalších faktorů ztrácí své biotopy. V následující kapitole bude proto zajímavé zjistit, které faktory mají nejvýznamnější vliv na stabilitu těchto vod.

Porovnání počtů vodních ploch na obou výsypkách s ohledem na jejich permanenci

Analýzou interakce mezi počtem vodních ploch na jednotlivých výsypkách a jejich permanencí (interakce „vys:perm“) nebyl prokázán rozdíl v poměrech počtů jezírek v jednotlivých kategoriích permanence (stabilní × nestabilní × vyschlé) mezi výsypkami (Hornojřetínská × Kopistská) ($p = 0,23$). Podíl stabilních, nestabilních a vysychajících vod byl na obou výsypkách podobný, v obou případech převažovala vyschlá jezírka (obrázek 12). Na Hornojřetínské výsypce bylo z celkového počtu za oba roky pouze 22 % nestabilních vod, na Kopistské 29 % (viz tabulka 7).

Legenda: vys – výsypka, k – Kopistská výsypka, hj – Hornojřetínská výsypka, perm – permanence, v – vyschlé, n – nestabilní, s – stabilní, vys:perm – interakce mezi výsypkou a permanencí.



vys:perm	v	n	s
k	549 (48 %)	219 (19 %)	375 (33 %)
hj	414 (45 %)	202 (22 %)	302 (33 %)

Tabulka 7: Počty vysychajících, stabilních a nevysychajících vodních ploch na jednotlivých výsypkách za roky 2016, 2017 a 2018.

Obrázek 12: Permanence všech sledovaných vodních ploch na jednotlivých výsypkách.

Ostatní vysvětlující proměnné

Ostatní proměnné nejsou pro výsledky této práce příliš důležité ukazatele a jsou zde zmíněny spíše pro úplnost popisu výsledků analýzy dat.

Neprůkazná ($p = 0,29$) trojná interakce mezi výsypkou, permanencí a rokem (vys:perm:rok) znamená, že, poměry počtů jezírek příslušejících k jednotlivým kategoriím permanence se mezi sledovanými výsypkami ani lety statisticky významně neliší.

Další dvě proměnné („vys“ – výsypka a „rok“) nám říkají pouze to, že na Kopistské výsypce se nachází celkově více vodních ploch než na Hornojiřetínské, a že v obou letech byl sledován stejný počet jezírek (proto nebyla proměnná průkazná, resp. $p = 1$) (tyto proměnné byly zahrnuty do modelu, abychom mohli testovat interakce, kde jsou tyto faktory přítomny).

Poslední testovaná interakce mezi výsypkou a rokem (vys:rok) pro nás neměla větší význam. Její jasná neprůkaznost nám totiž jen sděluje, že na každé výsypce bylo v obou letech monitorováno podobné množství vodních ploch (což byl i záměr) (viz tabulka 2, 3).

5.2 Parametry vodních biotopů ovlivňující jejich stabilitu

Výsledky analýzy zhodnocující faktory, které ovlivňují či neovlivňují stabilitu vodních ploch na výsypkách, zobrazuje tabulka 8. Vliv řešených proměnných je dále řešen v samostatných podkapitolách.

Legenda: výsypka:rozloha – příklad interakce, zde mezi výsypkou a rozlohou jezírka, df – stupně volnosti, var. – variabilita vysvětlená příslušnou proměnnou, var. (%) – podíl vysvětlené variability v procentech (celková variabilita = 531,47), p – dosažená hodnota pravděpodobnosti. Tučně jsou zvýrazněny nejprůkaznější proměnné.

Proměnná	df	var.	var. (%)	p
hloubka	1	99,71	18,76	<10⁻⁶
rozloha	1	99,66	18,75	<10⁻⁶
výsypka	1	5,07	0,95	0,02
oslunění	2	4,24	0,80	0,12
výsypka:oslunění	2	12,84	2,42	<10⁻²
výsypka:rozloha	1	0,07	0,01	0,79
výsypka:hloubka	1	0,79	0,15	0,37
rozloha:hloubka	1	0,06	0,01	0,81
rozloha:oslunění	2	0,88	0,17	0,64
hloubka:oslunění	2	0,56	0,11	0,76

Tabulka 8: Výsledná tabulka analýzy počtů vysychavých a nevysychavých vodních ploch ve vztahu ke sledovaným faktorům.

Vliv hloubky na permanenci vodních ploch

Nejvýrazněji byla permanence jednotlivých tůní ovlivněna maximální odhadovanou výškou vodního (společně s rozlohou) sloupce zaznamenanou na jaře. Vysychala spíše mělčí jezírka. Průměrná hloubka vysychajících ploch byla 0.5 m, permanentních 1.33 m.

Ke stejnému závěru došel také Williams, (2005). Uvádí, že čím větší mají jezírka hloubku v závislosti na ploše hladiny, tím déle vydrží během ročního období naplněna vodou. Totéž potvrdila i předcházející bakalářská práce. Na stejných výsypkách byla mezi lety 2016 a 2017 průměrná hloubka vysychajících ploch totožná (0,5 m), permanentních 1.1 m (Koláš, 2018). Zvýšení průměrné hloubky permanentních vod oproti rokům 2016 a 2017 zde mohlo způsobit vysychání i některých stabilnějších biotopů v suchých letech 2018 a 2019 (viz tabulka 2, 6). Just et al. (2003) zmiňuje, že

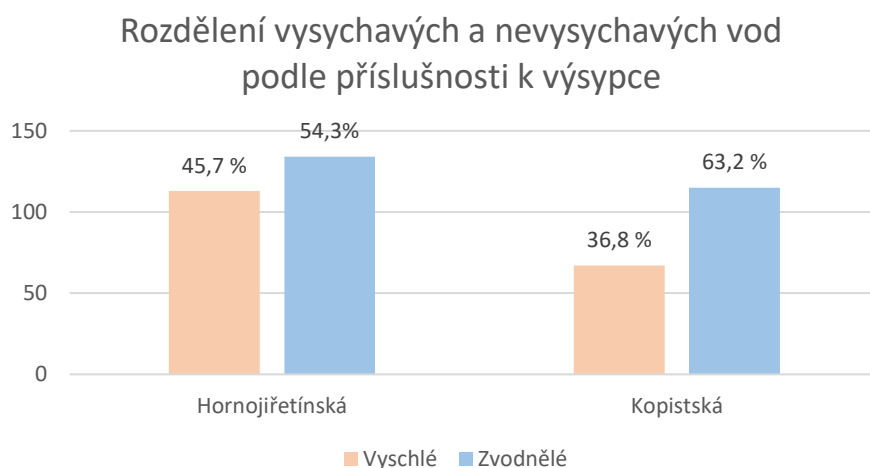
menší jezírka vydrží zvodnělá jen po dobu několika sezón. Za stabilnější v tomto směru považuje ty, které svou hloubkou dosahují alespoň 1 m.

Vliv rozlohy na permanenci vodních ploch

Dále se prokázalo, že vodní biotopy s menší rozlohou vysychají pravděpodobněji. Průměrná rozloha vysychajících ploch byla 116,5 m², stabilních 1604,3 m². Jak již bylo zmíněné výše, rozloha společně s hloubkou jsou nejvýznamnější proměnné ovlivňující permanenci. Výsledky jsou v souladu se závěry studie Babbitta (2005). Zjistil, že permanence a délka hydroperiody je přímo úměrná rozloze vodního biotopu. Vody s krátkou hydroperiodou jsou výrazně menší než ty se středně dlouhou dobou zvodnění a ty zase menší než vody stabilní. Vliv rozlohy je pravděpodobně úzce spojen s hloubkou.

Výsypka jako faktor ovlivňující permanenci

Počet vysychajících a nevysychajících vodních ploch se mírně signifikantně lišil mezi výsypkami. Na Kopistské o něco více převažovaly nevysychavé plochy (viz obrázek 13)



Obrázek 13: Graf zobrazující rozdělení permanentních a vysychajících jezírek podle příslušnosti k výsypce.

Vliv oslunění na permanenci vodních ploch

Nebyl prokázán statisticky významný vliv oslunění na vysychání vodních biotopů na výsypkách. Osluněná jezírka ztrácí vodu zvýšeným odparem. Zastíněná jezírka jsou naproti tomu obklopená obvykle vrostlými dřevinami. Ty zase odebírají více vody svými kořeny. Ve výsledku se tyto efekty pravděpodobně vyrovnávají. V předcházející bakalářské práci (Koláš, 2018) byl zjištěn jiný výsledek. Tedy že více vysychala zastíněná jezírka. Zvýšení efektu sucha v posledních letech 2018 a 2019 pravděpodobně mělo za následek zvýšení odparu osluněných ploch.

Výsypka v interakci s osluněním jako faktor ovlivňující permanenci vodních ploch

Jedinou průkaznou interakcí analýzy byla výsypka a oslunění. Vysychání se s ohledem na oslunění lišilo na obou výsypkách. Obrázek 14 zobrazuje rozdělení vodních ploch podle oslunění vodní hladiny. Na Kopistské výsypce byla zhruba

Legenda: k – Kopistská výsypka, hj – Hornojiřetínská výsypka, perm – permanence (v kategoriích 1 - stabilní, 0 - vysychavé, hj perm 1 – stabilní vodní plochy na Hornojiřetínské výsypce (příklad), část – částečně osluněná vodní hladina, stín – zastíněna, zcela – bez zastínění.

Rozdělení počtu permanentních a vysychavých vod podle jejich oslunění na každé z výsypek



Obrázek 1410: Graf znázorňující počty jezírek v kategoriích oslunění vodní hladiny, dále podle permanence a zvláště na Kopistské a Hornojiřetínské výsypce.

polovina permanentních ploch zcela osluněná (55 %). Naproti tomu na hornojiřetínské výsypce byla polovina permanentních ploch osluněná jen částečně (53 %). Poměry různě osluněných vyschlých vod na Hornojiřetínské výsypce se příliš neměnily. Na Kopistké vysychaly zejména částečně osluněné vodní biotopy.

Vliv ostatních testovaných interakcí na permanenci vod

U zbylých testovaných interakcí mezi faktory hloubka, rozloha, výsypka a oslunění se neprokázal významný vliv na vysychání jezírek.

5.3 Význam stability jezírek při výběru reprodukčních nádrží skokanem štíhlým

Hlavním cílem této části práce bylo zjistit, zdali jsou počty jezírek s přítomností či nepřítomností snůšek odlišné s ohledem na permanenci vody na jaře a v létě. Dále jestli se tyto počty liší mezi lety a dalšími proměnnými (tabulka 9). V následujících podkapitolách jsou postupně rozebrány a diskutovány jednotlivé vysvětlující proměnné vstupující do analýzy, jejichž souhrn je ve výše zmíněné tabulce 9. Posloupnost řazení proměnných v tabulce a v následných podkapitolách vychází ze vzájemné provázanosti proměnných a z jejich důležitosti ve vztahu k řešeným cílům předkládané diplomové práce.

Legenda: *perm_j* – permanence na jaře, *perm_l* – permanence v létě, *snůšky* – přítomnost či nepřítomnost snůšek, *rok* – sezóna sledování, *perm_j:snůšky* – příklad interakce, zde mezi permanentí vody na jaře a přítomností snůšek skokana štíhlého, *df* – stupně volnosti, *var.* – variabilita vysvětlená příslušnou proměnnou, *var. (%)* – podíl vysvětlené variability v procentech (celková variabilita = 1634,36), *p* – dosažená hodnota pravděpodobnosti. Tučně jsou zvýrazněny faktory, které přímo souvisely s cíli práce.

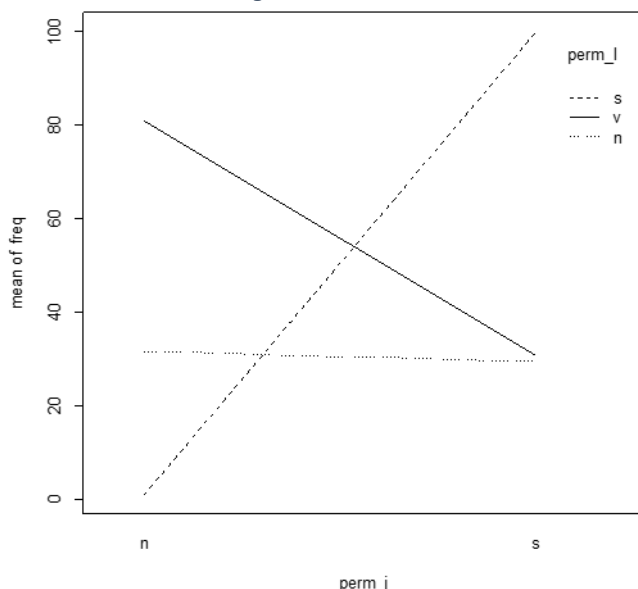
Proměnná	df	var.	var (%).	p
permj:perm_l	2	873,25	53,43	<10⁻⁶
perm_j:snůšky	1	336,35	20,58	<10⁻⁶
perm_l:snůšky	2	16,6	1,02	<10⁻³
perm_j:rok	1	6,89	0,42	<10⁻²
perm_l:rok	2	25,32	1,55	<10 ⁻⁶
snůšky	1	151,86	9,29	<10⁻⁶
snůšky:rok	1	0	0,00	0,97
perm_j	1	48,42	2,96	<10 ⁻⁶
perm_l	2	100	6,12	<10 ⁻⁶
rok	1	27,3	1,67	<10 ⁻⁶

Tabulka 9: Výsledná tabulka analýzy počtů stabilních, nestabilních a vyschlých vodních ploch (v jarním i letním období) ve vztahu ke sledovaným faktorům, především pak k plochám využívaným skokanem štíhlým ke kladení snůšek.

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na jejich permanence na jaře a v létě

Výsledky analýzy této interakce („perm_j:perm_l“) ukázaly, že poměry počtů jezírek v kategoriích permanence se mezi jarem a létem (počítáno pro všechny roky dohromady) vysoce signifikantně lišily. Jinými slovy, toto potvrzuje fakt, že permanence vod na jaře výrazně ovlivňuje jejich zvodnělost v létě. Podrobněji pak vysvětluje graf na obrázku 15 a přehledněji tabulka 10. Z nich je patrné, že většina vodních ploch, spadajících na jaře do kategorie *stabilní*, zůstala do léta stabilní (přesně 600 sledovaných, to představuje 36 % všech). Naopak značná část vod nestabilních na jaře, do léta vyschla (485; 29,6 %). Podobné poměry počtů jezírek na jaře stabilních a nestabilních přešly (resp. zůstaly) v kategorii *nestabilní* v létě (11,2 resp. 11,5 %). Nezanedbatelný není ani počet stabilních nádrží, které do léta zcela vyschly (184, 11,2 %). Jen velmi výjimečně za období třech sledovaných let se stala nestabilní vodní plocha do léta stabilní (0,3 %). Tyto výsledky podporují úvahu na úvodu kapitoly 5 a některé dílčí výsledky kapitoly 5.1 této práce.

Legenda: perm_j – permanence na jaře (v kategoriích n – nestabilní, s – stabilní), perm_l – permanence v létě v kategoriích n – nestabilní, s – stabilní, v – vyschlé.



počet	perm_j	perm_l
600 (36,6 %)	s ->	s
176 (10,7 %)	s ->	n
184 (11,2 %)	s ->	v
5 (0,3 %)	n ->	s
189 (11,5 %)	n ->	n
485 (29,6 %)	n ->	v

Tabulka 10: Vývoj permanence všech sledovaných ploch (za roky 2016, 2017 a 2019 dohromady) od jara do léta.

Obrázek 15: Vývoj permanence všech sledovaných ploch (za roky 2016, 2017 a 2019 dohromady) od jara do léta.

Chyba v datech mohla nastat u řazení jezírek do kategorií permanence. Při nepřesných odhadech maximální hloubky zejména u hraničních jezírek mezi kategoriemi *stabilní* a *nestabilní* (0,01 – 0,5 m = *stabilní*, >0,5 m = *nestabilní*) během terénních průzkumů. Stejně jezírko tak mohlo být v některých případech v jedné sezóně určeno jako stabilní, v jiné jako nestabilní. Náhodné jednotky takových chyb by však neměly ovlivnit výsledky této analýzy.

Zkreslení záznamu o stabilitě některých hladin mohlo být způsobeno také letními srážkami, které mě během sběru dat v některých sezónách zastihly. Některé terénní sníženiny tak mohly být vlivem srážek dočasně zvodněny. Opět ale platí, že ovlivnění celkových výsledků tímto se nepředpokládá.

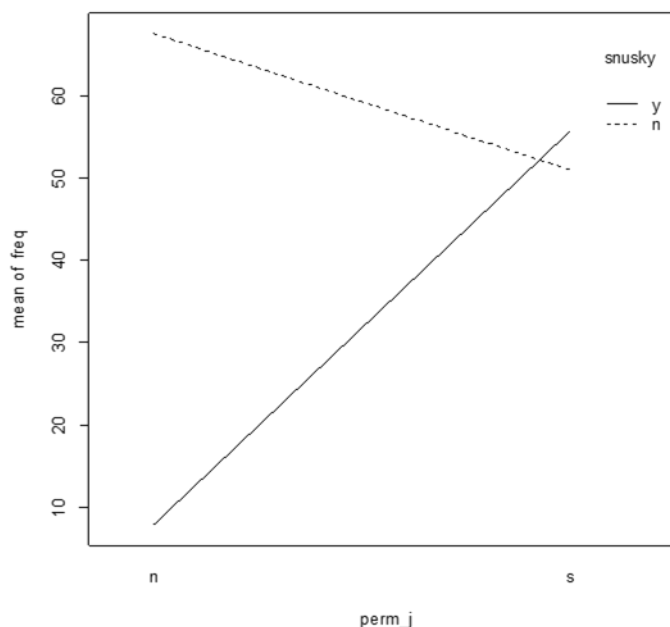
Výše zmíněné skutečnosti (nebo jejich kombinace) mohly mít za následek záznam o přechodu nestabilní vodní plochy z jara na stabilní hladinu v létě (viz tabulka 10).

Podrobnější metodiku sběru dat pro studii, která se (mimo jiné) zabývala kategorizací vodních biotopů podle délky hydroperiody, popsal (Babbitt, 2005). Kategorie hydroperiody dělí na krátkou, středně dlouhou a dlouhou. Parametry těchto kategorií svou definicí téměř přesně odpovídají definicím kategorií permanence v této diplomové práci. Tarr et Babbitt (2018) ve svém průzkumu doporučují při sběru dat monitorovat maximální hloubku vody, charakter okolní vegetace a přítomnost druhů obojživelníků (totožné se sběrem dat pro studii této diplomové práce) a vodního hmyzu. To podle něj poskytuje relativně přesné vysvětlující proměnné pro vyhodnocení nebo předpověď hydroperiody mokřadu ve sledovaném roce. Dále říká, že tento sběr dat je nutné opakovat minimálně třikrát do roka, a to v polovině května (pro potřeby výzkumu této diplomové práce příliš pozdě), koncem června a začátkem srpna. Vignoli et al. (2007) ve své studii ze střední Itálie zjistili, že některá jezírka vysychala již na konci jara, čímž znemožnila vývoj larev, přestože později v létě byly tyto nádrže opět zvodnělé. Více návštěv v jednom roce by mohlo pomoci eliminovat případné chyby (způsobené například přívalovými dešti) a získat přesnější data.

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na jejich permanence na jaře a přítomnost snůšek

Analýza dat jednoznačně prokázala vliv jarní permanence jezírek (stabilní × nestabilní) (počítáno pro všechny roky dohromady) na výběr reprodukčních nádrží skokanem štíhlým ke kladení snůšek. Skokan štíhlý upřednostňoval stabilní vody (viz obrázek 16) – zhruba polovina sledovaných stabilních vodních biotopů (na jaře) byla využita ke kladení, zatímco u těch nestabilních (tj. do maximální odhadované hloubky 0,5 m) to bylo necelých 11 % (tabulka 11).

Legenda: perm_j – permanence na jaře, snusky – snůšky, y – snůšky ano, n – snůšky ne, s – kategorie permanence stabilní, n (v tabulce) – kategorie permanence nestabilní.



Obrázek 16: Přítomnost či nepřítomnost snůšek skokana štíhlého ve stabilních či nestabilních vodách jarní permanence.

		Snůšky	
		ano	ne
Permanence	s	502 (52,2 %)	459 (47,8 %)
	n	71 (10,5 %)	608 (89,5 %)

Tabulka 11: Počty stabilních a nestabilních jezírek (permanence) podle toho, zdali byly tyto vodní plochy využity skokanem štíhlým ke kladení snůšek (snůšky). V závorkách jsou tyto počty vyjádřeny procenticky z celkového počtu jezírek v dané kategorii permanence (na daném řádku).

Kategorie jarní permanence *stabilní* zahrnuje vody s maximální odhadovanou hloubkou od 0,5 m výše. To mohou být poměrně malé, ale i značně rozsáhlé vodní nádrže. Pro přesnější zhodnocení výběru reprodukčních nádrží skokanem štíhlým podle jarní permanence by bylo vhodné rozčlenit kategorii *stabilní* do podkategorií dle užších intervalů. Jinými slovy – zmenšit měřítko. Použité kategorie zde však byly zvoleny podle stejných kritérií jako letní permanence kvůli potřebám práce pro jiné analýzy.

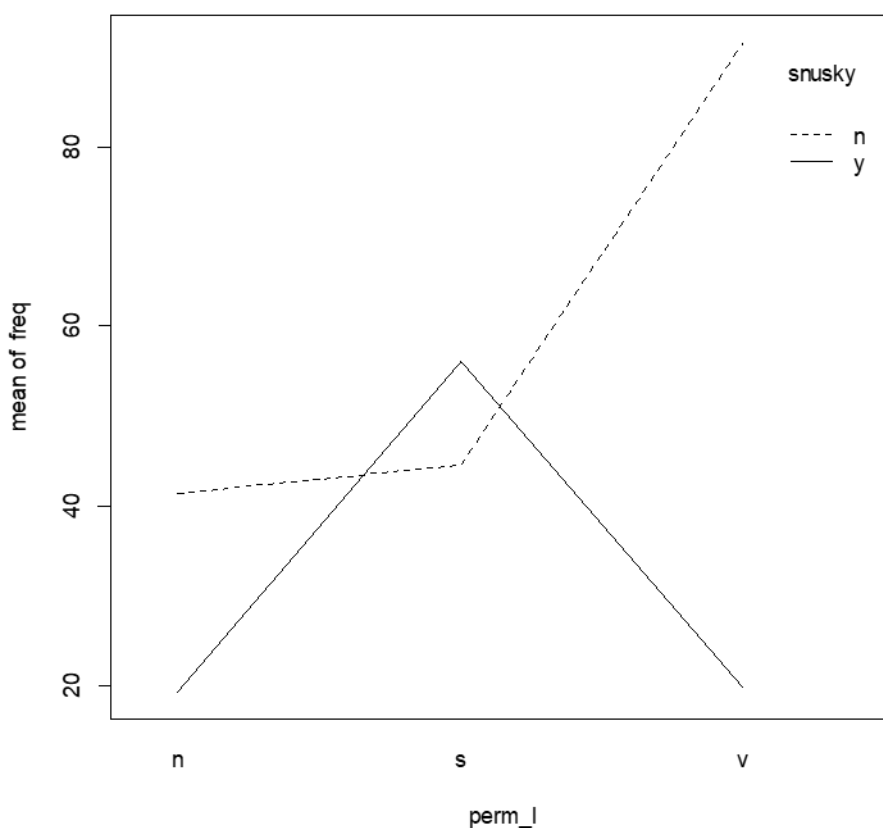
Na druhou stranu tyto výsledky zde jasně ukazují, že malé nádržky s maximální odhadovanou hloubkou do 0,5 m na jaře si skokan štíhlý vybírá k reprodukci jen velmi málo. Avšak ani podíl těchto nestabilních jezírek, ve kterých byly nalezeny snůšky, není zcela zanedbatelný (viz tabulka 11).

Výše zmíněné nedostatky této analýzy budou vynahrazeny následnou důležitější analýzou, neboť ta by měla chybějící informace poskytnout. Pro skokana štíhlého je v tomto ohledu nejdůležitějším faktorem, jestli jeho larvy stihnou metamorfovat dříve, než nádrž zcela vyschne, což by znamenalo jejich úmrtí (Laurila a Kujasalo, 1999). Na druhou stranu ve velkých vodních biotopech, kde nehrozí vyschnutí, by mohla být úspěšnost vývoje snížena také až k nule, kvůli predaci (zejména rybami) (Pintar et Resetarits, 2018). Bude proto zajímavé zjistit, jak při výběru reprodukčních nádrží ovlivňuje skokana štíhlého letní permanence (tedy zvodnělost jezírek do doby metamorfózy larev).

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na jejich permanence v létě a přítomnost snůšek

Významnost vztahu mezi permanencí vodních biotopů v létě a výběrem reprodukčních nádrží skokanem štíhlým řeší analýza interakce mezi přítomností snůšek a kategorií permanence daného jezírka v létě. Prokázalo se, že poměry počtů jezírek, kde byly v létě nalezeny snůšky, se významně lišily podle toho, do jaké kategorie permanence (stabilní × nestabilní × vyschlé) spadala daná jezírka v létě (počítáno pro všechny roky dohromady).

Legenda: perm_l – permanence jezírek v létě (v kategoriích n – nestabilní, s – stabilní, v – vyschlé), snusky – přítomnost snůšek (n – ne, y – ano).



Obrázek 17: Přítomnost či nepřítomnost snůšek skokana štíhlého ve stabilních či nestabilních vodách letní permanence.

Legenda: Kategorie vod podle letní permanence s – stabilní, n – nestabilní, v – vyschlé.

		Snůšky	
		ano	ne
Permanence	s	337 (55,7 %)	268 (44,3 %)
	n	116 (31,8 %)	249 (68,2 %)
	v	119 (17,8 %)	550 (82,2 %)

Tabulka 12: Počty stabilních, nestabilních a vyschlých jezírek (permanence) podle toho, zdali byly tyto vodní plochy využity skokanem štíhlým ke kladení snůšek (snůšky). V závorkách jsou tyto počty vyjádřeny procenticky z celkového počtu jezírek v dané kategorii permanence (na daném řádku).

Snůšky skokana štíhlého se nejvíce nacházely v biotopech, které zůstaly svou permanencí v kategorii *stabilní* až do léta. S klesající stabilitou vod, klesal i podíl jejich využití k reprodukci (Obrázek 17). Z tabulky 12 vyplývá, že více než polovina stabilních jezírek bylo skokany voleno jako vhodný reprodukční biotop. Z nestabilních bylo využito necelých 32 %. Většinu vodních ploch, které do léta vyschly, nevyužili skokani ke kladení vůbec. Což potvrzuje úvahu z úvodu kapitoly 5, že skokani volí spíše stabilnější biotopy.

Preferenze stabilních vodních biotopů je zcela prokazatelná, avšak ani podíl snůšek nakladených do vod, které do léta vyschly není zanedbatelný (necelých 18 % všech v létě vyschlých). S ohledem na značné množství vodních ploch na obou výsypkách lze považovat tyto počty za populaci neohrožující. Stále zde zůstává mnoho dalších vhodných permanentních vodních biotopů. Krom toho zůstává otázkou, jaké jsou počty snůšek nakladených do vysychavých vod? Touto problematikou se zabývá kapitola 5.4.

Ještě silnější je v tomto ohledu využití nestabilních vod. Ty zahrnují vody s hloubkou od 0,01 do 0,5 m (dle letních průzkumů). S ohledem na procento využití stabilních a vysychajících biotopů lze předpokládat, že využívány jsou poměrně rovnoměrně jezírka v celé škále hloubek této kategorie (*nestabilní*). Přestože stabilní vody jsou zdaleka nejvyužívanější, zdá se, že se skokaní štíhlí nevyhýbají ani riziku, že jejich larvy nepřežijí zaschnutí před metamorfováním. Výměnou za to získají velmi omezené riziko predace rybami.

Na získaná data lze pohlížet i jinak. Pokud jako základ vezmeme součet všech jezírek, kde se nacházely snůšky, procentické vyjádření v jednotlivých kategoriích letní permanence je: *stabilní* – 58,9 %, *nestabilní* – 20,3 % a *vyschlé* – 20,8 %. Tento přístup umocňuje podíl využití stabilních i vyschlých vod na úkor nestabilních, avšak nebere v potaz celkové množství dostupných biotopů v dané kategorii.

Pokud tyto závěry zasadíme do kontextu výsledků předchozí analýzy, lze podle rozložení zanedbatelného počtu využití vysychajících a nestabilních vod (myšleno svou letní permanencí) předpokládat, že podle jarní permanence skokani volí spíše stabilní vody blíže k hranici 0,5 m. K tomuto názoru se přikláním také dle své osobní

zkušenosti, kdy jsou snůšky ve velmi rozsáhlých nádržích při jarním monitoringu nacházeny spíše ojediněle. Na druhou stranu, značnou roli v tomto může hrát zastoupení litorální vegetace. Bude proto zajímavé zjistit, jaký je význam efektu permanence na konkrétní počty snůšek nalezených na jaře ve sledovaných jezírkách v porovnání s dalšími parametry biotopu (např. zastoupení litorální vegetace) a jeho okolí. Toto bude řešeno v kapitole 5.4. Přesto by v rámci této analýzy bylo zajímavé zjistit, jak jsou data o přítomnosti snůšek rozdělena v teoretických podkategoriích kategorie *stabilní* letní permanence (tedy v drobnějším rozdělení podle maximálních hloubek této kategorie).

Výsledky jsou rovněž v souladu se závěry předcházející bakalářské práce (Koláš, 2018), kde byly kategorie permanence pro analýzu téhož děleny jen mezi vysychavé a nevysychavé (tedy mezi ty, kde v létě byla či nebyla voda). Skokani štíhlí dle výsledků studie využívali ke kladení vody, které zůstaly do léta zvodnělé, a to v 63,9 % případů.

Výsledky této práce jsou v souladu s výzkumem Vignoli et al. (2007), kteří zjistili, že skokan štíhlý klade snůšky jak ve stabilních, tak i v dočasných jezírkách. U efemérních jezírek však bylo prokázáno větší procento využití. To je zde odůvodněno tím, že skokan štíhlý začíná klást snůšky velmi brzy (u nás nejčastěji na přelomu března a dubna – dle klimatických podmínek regionu a průběhu počasí v konkrétním roce (Baruš et Oliva, 1992; Maštera et al., 2015)), díky čemuž stihne dříve metamorfovat. Stabilitě biotopů tak nepřiklání takový důraz. Vignoli et al. (2007) dále uvádějí, že značnou roli v tomto může hrát také konkurence jiných obojživelníků. Z těch našich se skokan štíhlý začíná rozmnožovat jako první (Baruš et Oliva, 1992), což by mohlo konkurenci omezit (Vignoli, 2003). Je možné, že právě kvůli konkurenci se vybíravost reprodukčních biotopů mírně liší v rámci regionů. Laurila a Aho (1997) zkoumali, zda by chování dospělců skokana hnědého (konkurenční druh skokana štíhlého (Baruš et Oliva, 1992)) mohlo hrát roli pro přežití larev výběrem jezírek bez predátorů. Neprokázano se však nic, co by toto tvrzení podpořilo. To vedlo autory k závěru, že konkurence jiných druhů byla hlavním faktorem ovlivňujícím výběr nádrže.

Dle Zavadila et al. (2011) a Maštery et al. (2015) využívá skokan štíhlý ke kladení snůšek různě velkých vodních těles a nejvhodnější jsou biotopy mělčích tůní či jezírek

s vysokým zastoupením litorálu, dobře prohříváných, čistých a bez rybí osádky. V našem případě by tedy mohl být výběr stabilnějších ploch ovlivněn často chybějící rybí osádkou v jezírkách zájmových výsypek. Roli ve využití různých nádrží může hrát také způsob zimování (O'Shea et Halliday, 2002). Baruš et Oliva, 1992 uvádějí, že někteří jedinci skokana štíhlého vyhledávají reprodukční nádrže vhodné nejen k rozmnožování, ale také k přezimování. To určitou část populace zvyhodňuje před konkurenčními druhy (zejména před skokanem hnědým (Baruš et Oliva, 1992)), protože jsou schopni se rozmnožovat ihned po ukončení zimování, zatímco jedinci zimující na souši musí k nádrži nejprve migrovat (Ponsero et Joly, 1998). Proto je při výběru vhodného biotopu část populace poměrně náročnější (Baruš et Oliva, 1992). To by mohlo vysvětlovat i tendenci klást do stabilnějších vod. Vodní nádrž pro zimování musí být dostatečně hluboká. Jedinci, kteří zde zimují, se zde i rozmnožují.

Jiné studie ukazují, že mnoho obojživelníků volí pro reprodukci selektivně periodická jezírka, která na rozdíl od permanentních nehostí predátory (zejména ryby) (Pechmann, 1989; Joly et Morand, 1997; Laurila a Kujasalo, 1999; Pintar et Resetarits, 2018). Pintar et Resetarits (2018) dále uvádí, že při výběru reprodukčních nádrží obojživelníky existuje určitý kompromis, metamorfóza musí proběhnout před vyschnutím nádrže. V závislosti na fázi vývoje larev může u některých druhů dojít za vysychavých podmínek vodního biotopu k jejich předčasné metamorfóze (Juliano and Stoffregen 1994). Laurila and Kujasalo (1999) ve svém laboratorním experimentu prokázali, že pulci skokana hnědého byli schopni reagovat na vysoušení tůně urychlením svého vývoje bez ohledu na jakoukoliv změnu teploty vody, o které se předpokládalo, že by na urychlení vývoje mohla mít vliv. Wilbur et Collins (1973) uvedli, že u druhů využívajících k reprodukci efemérní biotopy existuje endokrinně řízený mechanismus metabolické zpětné vazby. Pokud je rychlost růstu larev příliš pomalá (vzhledem k vysychání lokality), může být zahájena metamorfóza v dospělce, jakmile je dosaženo určité minimální velikosti larev. Ačkoli metamorfovaný jedinec může čelit nevýhodám v suchozemském prostředí, je to pro něho výhodnější než čelit předčasnému vyschnutí jezírka. Pokud je však velikost těla larvy malá, ale není ohrožena vysycháním, metamorfóza je zpožděna, aby se maximalizoval růstový potenciál larvy v jezírku. Kontrola metamorfózy některých druhů tedy souvisí se

stabilitou vodního biotopu. Druhy s pevně nastavenou velikostí larvy pro metamorfózu jsou proto vyloučeny z úspěšného vývoje v nestabilních vodách.

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na jejich permanence na jaře (resp. v létě) v jednotlivých letech

Analýza interakce mezi permanencí v létě a sledovaným rokem „perm_l:rok“ byla testována již v kapitole 5.1 (totožné s „perm:rok“). Již zde bylo prokázáno, že poměry počtů jezírek jednotlivých kategorií letní permanence (stabilní × nestabilní × vyschlé) se mezi sledovanými lety významně lišily ($p < 10^{-6}$).

Totéž prokázala testovaná analýza interakce mezi permanencí na jaře a sledovaným rokem – tedy že poměry počtů vod v jednotlivých kategoriích jarní permanence (stabilní × nestabilní) se mezi studijními lety významně lišily ($p < 10^{-2}$).

Porovnáním p-hodnot těchto interakcí lze konstatovat, že permanence v rámci let (2016 × 2017 × 2019) se na jaře lišila méně než v létě.

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na přítomnost snůšek („snusky“)

Výsledek analýzy této proměnné říká, že počty sledovaných jezírek (počítáno pro všechny roky dohromady), ve kterých byly nebo nebyly nalezeny snůšky, se statisticky významně lišily. Z celkového počtu 1639 sledování na vodních plochách bylo 572 (34,9 %) biotopů využito skokanem štíhlým ke kladení snůšek. Ve zbylých 1067 (65,1 %) snůšky nalezeny nebyly.

Porovnání počtů vodních ploch s ohledem na přítomnost snůšek v jednotlivých letech

Testovaná interakce („snusky:rok“) nebyla prokázána jako signifikantní ($p = 0,97$). Interpretací výsledku analýzy je, že poměry počtů jezírek, ve kterých byly nalezeny snůšky skokana štíhlého, se mezi sledovanými roky významně nelišily (viz tabulka 13).

	2016	2017	2019
Snůšky ano	201 (33,8 %)	212 (35,1 %)	159 (36,1 %)
Snůšky ne	394 (66,2 %)	392 (64,9 %)	281 (63,9 %)

Tabulka 13: Počty jezírek podle toho, zdali v nich byly či nebyly nalezeny snůšky v konkrétních studijní letech. V závorkách jsou tyto počty vyjádřeny procenticky z celkového počtu na jaře zvodnělých jezírek v daném roce (v daném sloupci).

Ostatní faktory coby vysvětlující proměnné

Ostatní proměnné nejsou pro výsledky této práce příliš důležité ukazatele a jsou zde zmíněny spíše pro úplnost popisu výsledků analýzy dat.

Testování proměnné „perm_j“ resp. „perm_l“ vyšlo jako statisticky významné. Počty jezírek v jednotlivých kategoriích permanence (stabilní × nestabilní, resp. stabilní × nestabilní × vyschlé) se signifikantně lišily.

Analýza proměnné „rok“ byla řešena již v rámci kapitoly 5.1., kde se nepotvrdila její statistická významnost. Zde vyšla stejná proměnná jako signifikantní. Tento rozdíl vznikl tím, že pro potřeby této kapitoly byly z analýzy dat vyjmuty všechny sledované vodní biotopy, které byly vyschlé již na jaře, a tedy nemohly být skokanem štíhlým využity ke kladení snůšek. Proto je výsledkem analýzy této kapitoly, že počty sledovaných jezírek se mezi studijními lety značně lišily, zatímco v kapitole 5.1 je tomu naopak. Z roku 2016 bylo pro potřeby analýzy odstraněno 28 jezírek, které byly na jaře vyschlé. Z roku 2017 bylo takových 43 a z 2019 jich bylo 193 (viz tabulka 2).

5.4 Význam efektu permanence vod na početnost skokana štíhlého

Pro zodpovězení otázek k tomuto cíli byla zahrnuta permanence vod již jako jeden z faktorů (vysvětlující proměnná). Vysvětlovanou proměnou byly konkrétní počty snůšek. Otázkou bylo, jaké vlastnosti vodních ploch na sledovaných výsypkách jsou preferovány skokanem štíhlým při výběru jeho reprodukčních biotopů. Pro tyto účely byly vytvořeny dva modely. Analýzy jejich výsledků jsou prezentovány následujícími tabulkami 14 a 15.

Legenda k tabulkám 14 a 15: perm_l – permanence v létě, hloubka – převládající odhadnutá hloubka na jaře, litorál – zastoupení litorální vegetace, oslunění – míra oslunění vodní hladiny, okolí – okolní prostředí jezírka (v kategoriích zapojené porosty, lesostep a rákosiny), df – stupně volnosti, var. – variabilita vysvětlená příslušnou proměnnou, var. (%) – podíl vysvětlené variability v procentech (celková variabilita = 1773,2), F – F hodnota, p – dosažená hodnota pravděpodobnosti. Tučně jsou zvýrazněny průkazné faktory.

proměnná	df	var.	var (%).	F	p
perm_l	2	226,31	12,76	16,32	<10⁻⁶
hloubka	1	3,46	0,20	0,50	0,48
litorál	1	13,99	0,79	2,02	0,16
oslunění	2	14,27	0,80	1,03	0,36
okolí	3	100,75	5,68	4,84	<10⁻²
rozloha	1	12,85	0,72	1,85	0,17

Tabulka 14: Výsledná tabulka analýzy vlivu faktorů na počty snůšek. Model A.

proměnná	df	var.	var (%).	F	p
rozloha	1	175,60	9,90	24,88	<10⁻⁶
hloubka	1	5,96	0,34	0,86	0,35
litoral	1	21,69	1,22	3,13	0,08
oslunění	2	9,70	0,55	0,70	0,50
okolí	3	57,91	3,27	2,78	0,04
perm_l	2	103,86	5,86	7,49	0,00

Tabulka 15: Výsledná tabulka analýzy vlivu faktorů na počty snůšek. Model B.

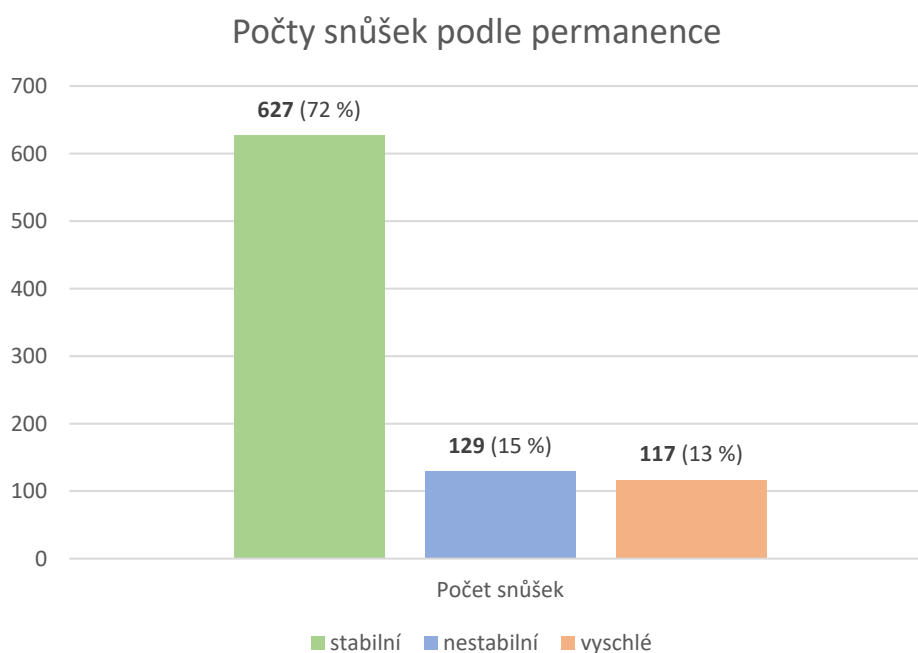
Faktor permanence byl na prvním místě modelu A (tabulka 14) (s největší šancí vysvětlení variability dat). V modelu B (tabulka 15) byl pak stejný faktor umístěn na poslední místo pro kontrolu na ostatní proměnné. Stejným způsobem, jen opačně mezi modely, byl prověřován faktor rozlohy.

V následujících podkapitolách je vysvětlen a diskutován vliv jednotlivých proměnných na početnost nalezených snůšek souhrnně za oba výše uvedené modely.

Permanence a rozloha jako faktor ovlivňující skokana štíhlého při volbě reprodukčního biotopu

V obou případech byla permanence vysoce průkazným faktorem bez ohledu na umístění v modelu. Je zřejmé, že permanence je výrazně svázaná s rozlohou (jak se ukázalo v kapitole 5.2). Přesto však po kontrole na efekt rozlohy (model B – tabulka 15) byla stále velmi průkaznou proměnnou.

Faktor rozlohy umístěný na první místo byl silně signifikantním (model B – tabulka 15). Po kontrole na ostatní proměnné (včetně permanence na prvním místě) se však efekt rozlohy na počet nalezených snůšek ukázal jako neprůkazný (model A – tabulka 14).



Obrázek 18: Graf zobrazující rozdělení počtů snůšek podle kategorií permanence vod v létě.

Výsledky užitečně doplňují zjištění kapitoly 5.3. Ve stabilních vodních biotopech se tedy nejen častěji nacházely snůšky, ale byly zde i početnější (viz obrázek 18). Větší jezírka byla stálejší (kapitola 5.2, tabulka 8), avšak efekt permanence byl silnější při výběru reprodukčních biotopů skokanem štíhlým. Kromě toho je permanence značně ovlivněna také maximální hloubkou (tabulka 8). To naznačuje, že některá malá, ale

dostatečně hluboká jezírka, zůstávají zvodnělá do doby, kdy skokani metamorfují. Právě takové vody skokan využívá bez ohledu na jejich rozlohu. Permanence je proto významnějším faktorem a je třeba s ní počítat při managementu.

Ke stejnému závěru dospěl také Babbitt (2005). Říká, že velikost vodní plochy není příliš vhodným ukazatelem pro hodnocení jejího významu pro obojživelníky. Nebyla nalezena žádná korelace mezi velikostí biotopu a počtem ani hmotností nalezených snůšek. Jako mnohem lepší ukazatel zmiňuje hydroperiodu, která v jeho studii měla velmi silný vliv na využití biotopu obojživelníky. Druhovou diverzitu obojživelníků významně ovlivňuje hydroperioda, ale velikost nikoli.

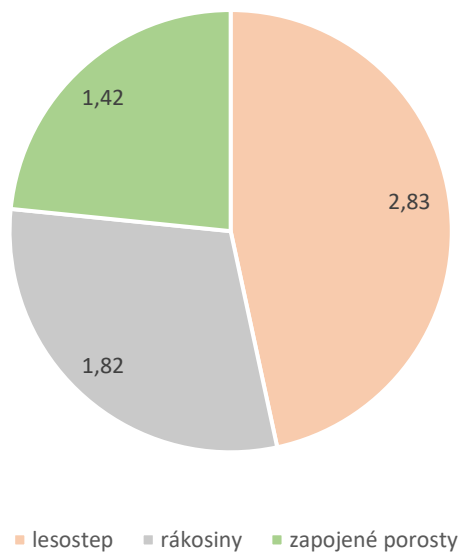
Mnoho studií středoevropských druhů došlo k podobnému závěru jako v předkládané práci. Tedy že obojživelníci vyhledávají pro rozmnožování zpravidla středně velké a spíše stabilnější vodní plochy (Ficetola et Bernardi, 2004; Buskirk, 2005; Hartel et al. 2007). Rozsáhlé hluboké vodní nádrže nejsou pro obojživelníky zpravidla vhodné, kvůli obvykle intenzivnímu rybářskému obhospodařování (Joly et al., 2001). Drobné mělké vodní biotopy na druhé straně díky omezené velikosti často hostí jen menší lokální populace a jsou ohrožovány vysycháním (Hartel et al., 2007).

Jak bylo zjištěno v kapitole 5.3, skokan štíhlý volil k reprodukci do léta vyschlé plochy v 18 % případů, nestabilní vybíral v 31 % případů (viz tabulka 12). Počty snůšek však byly v jezírkách těchto kategorií letní permanence velmi podobné (viz obrázek 18). Dalo by se tedy předpokládat, že vybrané reprodukční jezírko častěji využívá více párů. Pokud tak dojde k reprodukčnímu selhání vlivem vyschnutí biotopu, mortalita embryí se častěji týká potomků více párů. Bylo by zajímavé zjistit, zda může být výběr reprodukčního biotopu skokana štíhlého ovlivněn již přítomnými snůškami svého nebo i jiného druhu obojživelníka. Jednoduše řečeno, zdali se nechá ovlivnit rozhodnutím jiných. Nebo zda při výběru hraje větší roli distribuce skokanů na výsypce. To by mohlo souviset také s typem prostředí, kde se jednotlivá jezírka nachází.

Vliv okolního prostředí biotopu na početnost snůšek

V obou modelech (tabulky 14 a 15) se signifikantně prokázal vliv charakteru okolí jezírka na počet nalezených snůšek. Průměrné počty snůšek v jezírkách s jednotlivými kategoriemi okolního charakteru zobrazuje obrázek 19. Nejvíce snůšek

Průměrný počet snůšek s ohledem na okolní charakter vodního biotopu



Obrázek 19: Graf zobrazující rozdělení průměrných počtů snůšek podle okolního charakteru vodního biotopu.

se nacházelo v jezírkách s okolím lesostepního charakteru. To odráží ekologii skokana štíhlého v jeho biotopových nárocích na terestrické i vodní prostředí. Preferuje mokřady s okolními biotopy lesostepního charakteru s dostatkem míst pro rozmnožování (O'Shea et Halliday, 2002). Vhodné jsou reprodukční nádrže, které se nacházejí uvnitř rozvolněného lesa či lesostepi nebo v jejich blízkosti (Bartoň et Rafiński, 2006). Zároveň je takové prostředí typické pro sukcesní části výsypek s mozaikou biotopů lesostepního charakteru a nezapojenými řídkými lesními porosty přirozené druhové a věkové skladby (Hodačová et Prach 2003; Řehounek et al. 2010). Krom toho jsou prostředí sukcesních výsypek známá vysokým počtem vodních ploch (znázorňuje fotografie na obrázku 20). Jejich výrazná variabilita a krátká vzájemná vzdálenost, má pro obojživelníky nejzásadnější význam (Doležalová et al., 2012). Ti

díky příznivým podmínkám takové výsypky nejen spontánně osídlují, ale jejich výskyt je zde často hojnější než v okolní krajině (Vojar et al., 2012).



Obrázek 20: Pestrá mozaika vzájemně propojených biotopů v různých fázích sukcese. Typický pohled na povrch sukcesní plochy výsypky. Hornojičetínská výsypka (Vojar et al., 2012).

Vliv ostatních vysvětlujících proměnných na počet snůšek skokana štíhlého

Efekt faktoru hloubky, litorálu a oslunění nebyl průkazný. Tyto proměnné neměly statisticky významný vliv na počty snůšek skokana štíhlého.

Jiné studie středoevropských druhů došly k závěru, že obojživelníci vyhledávají k reprodukci nádrže s hloubkou vody umožňující vytvoření vhodného litorálního pásma (Ficetola et Bernardi, 2004; Buskirk, 2005; Hartel et al., 2007). Hloubka bude mít pravděpodobně vliv na míru zastoupení litorální vegetace (Joly et al., 2001). Hloubkou je do značné míry vysvětlována i míra permanence a hydroperiody (Williams, 2005; Koláš, 2018; Tarr et Babbitt, 2018). Avšak dle výsledků předkládané práce je v tomto ohledu významnějším parametrem právě permanence.

5.5 Co se týče managementu

Výsledky práce ukázaly, že skokan štíhlý si při výběru reprodukčních biotopů volí spíše ty stabilnější. Avšak ani podíl výběru nestabilních není zanedbatelný. Faktory, které stabilitu ovlivnily, byly zejména hloubka a rozloha. Při zhodnocení parametrů, které ovlivnily početnost snůšek v jezírkách, vyšla právě permanence nejprůkazněji. Až na druhém místě byla v tomto ohledu rozloha. Proto by jednotlivé tůně měly být posuzovány, vytvářeny či chráněny zejména s ohledem na jejich permanenci. Rozloha a hloubka by měly být faktory posuzující permanenci vod, ne však jejich vhodnost pro skokany štíhlé.

Dále bylo zjištěno, že variabilita stability vod se v průběhu let značně měnila. Skokan štíhlý je schopný do značné míry vybírat reprodukční biotopy dle jejich permanence (myšleno do doby metamorfózy pulců). Na studovaných výsypkách se nachází značné množství vzájemně blízkých a značně různorodých vodních ploch. Díky tomu má skokan štíhlý možnost výběru vhodného biotopu i s přihlédnutím na variabilní hodnoty permanence v jednotlivých letech. Rozkolísanost hydroperiody mezi roky tak pravděpodobně není ohrožujícím faktorem populace skokana štíhlého. Alespoň ne v takovém prostředí, které nabízí sledované sukcesní výsypky. V běžné krajině, kde již mnoho vodních ploch není, to však může představovat problém. Z toho vyplývá, že pro ochranu skokana štíhlého by bylo vhodné zachovávat, chránit či vytvářet větší soustavy různých tůní a pohlížet na ně jako na celek.

Ohrožujícím faktorem tůní a jezírek na výsypkách může být do značné míry postupující sukcese. Tedy postupný zárůst, zazemnění a zánik lokality vlivem rozvoje mokřadní vegetace a hromadění organického materiálu (Just et al., 2003; Skácelová, 2004). Pro ochranu a udržení vybraných tůní by tak bylo vhodné navrhnout částečné odbahnění (ve vhodnou roční dobu) či redukci rákosin. Do budoucna by bylo zajímavé zjistit, jak rychle může proces zazemňování probíhat, jak silně může ovlivnit permanenci jezírek mezi lety, a které parametry mohou rychlost zazemnění ovlivnit.

Dle zjištění, která plynou ze zdrojů studovaných pro předkládanou práci, se zdá, že z managementových opatření pro skokana štíhlého, by profitovala i řada dalších druhů střeoevropských střeoevropských obojživelníků.

Velmi obecným, ale účinným přístupem ochrany diverzity obojživelníků by bylo zachování a ochrana množství vzájemně blízkých a různorodých vodních ploch (Doležalová et al., 2012; Vojar et al., 2016). A to jak svou morfologií, tak svou hydroperiodou (Vignoli, 2003; Kopecký et al., 2010). Ponechání takových jezírek s různorodou délkou hydroperiody v rozmezí od pouhých několika desítek dní po dobu minimálně tří let by poskytlo reprodukční biotopy pro většinu druhů žab i čolků (Babbitt, 2005). Pomohlo by zajistit úspěšnost vývoje larválních stádií jak ve velmi suchých, tak ve velmi deštivých letech (Williams, 2005). Aby bylo možné toto uplatnit, je třeba nejprve nalézt vhodnou metodu k identifikaci hydroperiody nádrže v terénu. Dále by bylo nutné určit, kolik vodních biotopů musí být v oblasti chráněno, aby se udržela životaschopná a kvalitní populace obojživelníků.

Hydroperioda (resp. permanence) každého vodního biotopu se může ve skutečnosti rok od roku velmi lišit (Kopecký et al., 2010). Záleží především na množství srážek v dané oblasti (Divišová, 2014). Ve velmi suchých letech může mokřad zadržovat vodu jen několik týdnů během jara, ve velmi deštivých letech může stejný biotop naopak udržet vodu i do léta nebo po celý rok (Williams, 2005). Jinými slovy, jezírka či tůně, které normálně fungují jako nestabilní, se v letech s hojnými srážkami můžou chovat jako stabilní a naopak. Z tohoto důvodu mohou rozdíly v hydroperiodě jezírek způsobovat rozdíly mezi druhy obojživelníků, které se v mokřadech vyskytují v jednotlivých letech (Babbitt, 2005; Kopecký et al., 2010; Vojar, 2016). Právě kvůli těmto změnám v rámci let je klasifikace mokřadů podle jejich hydroperiody nejobtížnějším aspektem a představuje tak studijní výzvu do budoucna.

6. Závěr

- Obojživelníci patří v současné době mezi nejohroženější skupiny obratlovců. Jsou vázáni na pestrou krajinu s dostatkem vzájemně provázaných vodních a suchozemských biotopů. Taková prostředí však v dnešní době vlivem působení člověka (výstavba, průmysl, zemědělství) mizí. Na druhou stranu některé lidské aktivity, např. povrchová těžba nerostných surovin, vytváří prostředí s vhodnými biotopy pro obojživelníky.
- Aby bylo možné (nejen) obojživelníky na těchto antropogenních biotopech efektivně chránit (tj. zachovávat či vytvářet vhodné biotopy), je nutné znát nároky na prostředí cílových druhů. Proto probíhá v rámci dlouhodobého projektu na mosteckých výsypkách monitoring početnosti skokana štíhlého včetně studia jeho biotopových preferencí.
- Jedním z faktorů, který výskyt zmíněného modelového druhu obojživelníka může ovlivnit, je i permanence vodních ploch do doby metamorfózy pulců. Tento parametr však doposud podrobně sledován nebyl, a informace o stabilitě vodních biotopů na výsypkách tak byly nedostatečné.
- V návaznosti na vlastní bakalářskou práci bylo proto cílem předkládané práce diplomové zjistit podíly vysychajících, nestabilních (do 0,5 m hloubky) a stabilních (hlubší než 0,5 m) vodních ploch na dvou mosteckých výsypkách (Kopistské a Hornojiřetínské) včetně porovnání počtů těchto vod mezi výsypkami a jednotlivými studijními sezónami (2016, 2017 a 2019), které se lišily úhrny i rozložením srážek. Dále byla ověřována hypotéza, že permanence vodních ploch bude ovlivněna zejména jejich hloubkou a rozlohou. Třetím dílčím cílem bylo zjistit, zdali skokan štíhlý upřednostňuje ke kladení stabilní plochy, které by mu zajišťovaly úspěšný vývoj embryí (popř. jaký je podíl využití nestabilních a vysychavých vod ke kladení). Posledním z úkolů bylo zjistit, jak zkoumaná permanence ovlivňuje početnost skokana štíhlého v souvislosti s dalšími parametry biotopu a okolí.

- Na základě intenzivního monitoringu vlastností a permanence téměř 700 vodních ploch na dvou výsypkách Mostecka v letech 2016, 2017 a 2019 bylo zjištěno, že na obou výsypkách převažují vysychající vodní plochy (44 % na Hornojřetínské, 48 % na Kopistské). Podíl vysychavých, nestabilních a stabilních vod se mezi výsypkami nelišil, avšak variabilita stability vod se značně měnila mezi sezónami. Efekt sucha se rychle promítl na vysychání zejména menších vodních útvarů, ohrožen byl i nezanedbatelný podíl dříve stabilních ploch.
- Faktory, které stabilitu dále ovlivnily, byly zejména hloubka a rozloha. Větší a hlubší jezírka vysychala méně, a naopak.
- Výsledky práce ukázaly, že skokan štíhlý si při výběru reprodukčních biotopů volí spíše ty stabilnější. Avšak ani podíl výběru vysychavých vod nebyl zanedbatelný (18 % z nich). Byť jde o dost vysoký podíl takových nádrží, v prostředí výsypek je dostatečné množství dalších permanentních biotopů, které zde zajišťují perspektivu populací obojživelníků.
- Permanence a rozloha jsou silně provázané faktory. Pro zhodnocení parametrů, které ovlivnily početnost snůšek v jezírkách, byly ve stejném statistickém modelu obě proměnné umístěny jednou na první a jednou na poslední místo. Bez ohledu na umístění v modelu, kdy rozloha měla největší šanci vysvětlení variability, byla permanence vysoce průkazným faktorem. Efekt rozlohy se však po kontrole na permanenci neprokázal. Permanence byla sama o sobě (i po kontrole na rozlohu) silnějším faktorem.
- Proto by jednotlivé tůně měly být posuzovány, vytvářeny či chráněny zejména s ohledem na jejich permanenci. Rozloha a hloubka by měly být jedny z faktorů posuzující stabilitu vod, ne však jejich vhodnost pro skokany štíhlé (resp. pro obojživelníky).
- S ohledem na to, že permanence a periodicitu se mění nejen v závislosti na parametrech vodní nádrže a jejího okolí, ale i na konkrétních podmínkách počasí v daném hydrologickém roce, je třeba zachovávat, chránit či vytvářet větší soustavy různorodých tůní a pohlížet na ně jako na celek.

- Výsledky této práce mohou být využitelné pro praktickou ochranu obojživelníků. V rámci rekultivací by měly být vytvářeny biotopy vhodných parametrů, příp. by měly být ponechávány cenné části výsypek přirozené sukcesi. Jen tak bude možné využít značný biologický potenciál těchto území, který je bohužel doposud většinou promarňován důsledným uplatňováním technokratického postupu obnovy těžbou dotčených ploch.
- Kromě významu pro ochranu obojživelníků, na které byla předkládaná práce zaměřena, poukazují její výsledky také na jiné, velice aktuální a problematické téma životního prostředí. A tím je klimatická změna, vodní deficit a potřeba zadržování vody v krajině. Ze studijní plochy výsypek o rozloze cca 950 ha mezi lety 2016 a 2019 zmizelo 165 vodních ploch o celkové rozloze 1,52 ha. Práce tak poukazuje také na úbytek vody v krajině v posledních letech. Bude tento trend pokračovat nebo se nacházíme v období klimatického výkyvu a vyschlé plochy jezírek na mosteckých výsypkách se opět naplní vodou?

7. Přehled literatury a použitých zdrojů

- AOPK ČR: Nálezová databáze ochrany přírody (online) [cit. 2018-04-04], dostupné z: http://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=11
- Babbitt J. K., 2005: The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. *Wetlands Ecology and Management* 13: 269–279.
- Bartoň K., Rafiński J., 2006: Co-occurrence of agile frog (*Rana dalmatina* Fitz. in Bonaparte) with common frog (*Rana temporaria* L.) in breeding sites southern Poland. *Polish Journal of Ecology* 54: 151–1577.
- Baruš V., Oliva O. (eds), 1992: Obojživelníci – Amphibia. Fauna ČSFR. Academia, Praha.
- Bažant V., 2010: Růstové vlastnosti dřevin na výsypkových stanovištích Mostecké pánve (Severočeské hnědouhelné pánve). Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Praha. (Disertační práce). „nepublikováno“.
- Bejček V., 1982: Sukcese společenstev drobných savců v raných vývojových stádiích výsypek v mostecké kotlině. *Sborník Oblastního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná* 4: 61–86.
- Bejček V., Šťastný K., 1984: The succession of bird communities on spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska* 32: 245–259.
- Brodie E.D., Fomanowicz D.R., 1983: Prey size preference of predators: differential vulnerability of larval amphibians. *Herpetologica* 39: 67–75.
- Buskirk J. V., 2005: Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86 (7): 1936–1947.
- Colburn E. A., 2004: Vernal pools: natural history and conservation. McDonald and Woodward, Blacksburg, Virginia.
- Collins J., Storfer A., 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9 (2): 89–98.
- Collinson N. H. (eds), 1995: Temporary and Permanent Ponds: An Assessment of the Effects of Drying Out on the Conservation Value of Aquatic Macroinvertebrate Communities. *Biological Conservation* 74: 125–133.
- Compton B. W., McGarigal K., Cushman S. A., Gamble L. R., 2007: A resistant-kernel model of connectivity for amphibians that breed in vernal pools. *Conservation Biology* 21 (3): 788–799.
- Crawley M. J., 2007: *The R book*. John Wiley et Sons, West Sussex, England.
- Cushman S. A., 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128 (2): 231–240.

- ČHMÚ: Český hydrometeorologický ústav (online) [cit. 2020-06-20], dostupné z: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky>.
- Divišová M., Mazurová I., Nosková M., Dobiáš D., 2014: Územně analytické podklady ORP Most. Magistrát města Mostu, Most.
- Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M., Kopecký O., 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43: 5–12.
- Duellman W., Trueb L., 1994: *Biology of Amphibians*. Second Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimor, London.
- Ficetola G. F. et Bernardi F. D., (2004): Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119(2): 219–230.
- Ficetola G. F., Valota M., De Bernardi F., 2006: Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: consequences for habitat management. *Animal Biodiversity and Conservation*, 29.2: 157–163.
- Gasc J. P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J. Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martínez Rica J.P., Maurin H., Oliveira M. E., Sofianidou T. S., Veith M., Zuidrewijk A. (eds), 2004: *Atlas of Amhibians and Reptiles in Europe*. Réédition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 520.
- Goicoechea O., Garrido O., Jorquera B., 1986: Evidence for a Trophic Paternal-Larval Relationship in the Frog *Rhinoderma darwinii*. *Journal of Herpetology* 20 (2): 168–178.
- Greulich K., Pflugmacher S., 2003: Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology* 65: 329–336.
- Harabiš F., Tichánek F., Tropek R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55: 51–61.
- Hartel T., Öllerer K., 2009: Local turnover and factors influencing the persistence of amphibians in permanent ponds from the Saxon landscapes of Transylvania. *North-Western Journal of Zoology* 5 (1): 40–52.
- Hartel T., Öllerer K., Nemes S., 2007: Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Biologia-Acta Scientiarum Transylvanica* 15(1): 109–132.
- Hendrychová M., 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1: 63–78.
- Hodačová D., Prach K., 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 385–391.

- Holec M., Frouz J., 2005: Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* 49: 345–357.
- Hrbáček J., 1966: *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova v Praze.
- Jaroš P., 2013: Plán péče o PP Kopistská výsypka na období 2013–2022. „nepublikováno“. Dep. Rezervační kniha AOPK ČR, Praha.
- Joly P., Miaud C., Lehmann A., Grolet O., Cnrs U. M. R., Douces E., Fleuves G., Claude U., Lyon B., 2001: Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conservation Biology* 15 (1): 239–248.
- Joly P., Morand A., 1997: Amphibian diversity and land–water ecotones. The Parthenon Publishing Group, New York. *Man and Biosphere Series* 18: 161–82.
- Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds), 2012: *Ekologická obnova v České republice*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Juliano S. A., Stoffregren T. L., 1994: Effects of habitat drying on size at, and time to, metamorphosis in the tree hole mosquito *Aedes triseriatus*. *Oecologia* 97: 369–76.
- Just T., Šámal V., Dušek M., Fischer D., Karlík P., Pykal J., 2003: Revitalizace vodního prostředí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Kašpar J., 2006: Nová krajina Mostecka po těžbě hnědého uhlí. *Zpravodaj Hnědé uhlí* 2: 24–31. ISSN 1211-0655.
- Kaya U., Kuzmin S., Sparreboom M., Ugurtas H. I., Tarkhnishvili D., Anderson S., Andreone F., Corti C., Nyström P., Schmidt B., Anthony B., Ogrodowczyk A., Ogielska M., Bosch J., Tejedo M., 2009: *Rana dalmatina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009 (online). Dostupné z: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T58584A11790570.en>
- Koláš M., 2018: Faktory prostředí ovlivňující stabilitu vodních ploch na výsypkách. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Praha. (Bakalářská práce). „nepublikováno“.
- Kopecký O., Vojar J., Denoël M., 2010: Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia* 31 (1): 109–116.
- Laurila A., Aho T., 1997: Do female common frogs choose their breeding habitat to avoid predation on tadpoles? *Oikos* 78: 585–91.
- Laurila, A., Kujasalo J., 1999: Habitat duration, predator risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. *Journal of Animal Ecology* 68: 1123–32.
- Lawler S. P., 1989: Behavioral responses to predators and predation risk in for species of larval anurans. *Animal Behaviour* 38: 1039–1047.

- Lipský Z., 2006: Transformation of the Kopistská Dump to Regional Biocentre. *Životní prostředí* 40 (4): 200–205.
- Main A. R., Littlejohn M. J., Lee A. K., 1959: Ecology of Australian frogs. *Biogeography and Ecology* 3: 398–411.
- Maštera J., Mašterová A., 2017: Obojživelníci Vysočiny. Pobočka České společnosti ornitologické na Vysočině, Jihlava. ISBN 978-80-88242-02-4.
- Maštera J., Zavadil V., Dvořák J., 2015: Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky. Academia, Praha.
- Merta L., 2000: Adaptace živočichů periodických tůní na vysychání jejich biotopu. In: Pithart D. (ed.), 2000: Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Sborník příspěvků konference v Lužnici u Tábora, Botanický ústav AVČR: 50–52.
- Mikátová B., Vlašín M., 2002: Ochrana obojživelníků. EkoCentrum, Brno.
- NATURA 2000: Evropsky významné lokality v České republice (online) [cit. 2020-06-06], dostupné z: http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=karta&id=1000136111.
- Nečas P., Modrý D., Zavadil V., 1997: Czech Recent and Fossil Amphibians and Reptiles. An Atlas and Field Guide. Edition Chimaira, Frankfurt am Main.
- O'Shea M., Halliday T., 2002: Plazi a obojživelníci. Dorling Kindersley, London.
- Papeš V., 2008: Historická geografie Komořanského jezera. Univerzita Palackého, Filozofická fakulta, Olomouc. (Diplomová práce). „nepublikováno“. (online), dostupné z: <https://theses.cz/id/yk5z9e/27514-189066977.pdf>
- Peberdy K. J., 1998: Wetland creation for nature conservation in post-industrial landscapes: examples from the UK. In: McComb A.J., Davis J. A. (ed.), 1998: Wetlands for the future. Gleneagles Press, Adelaide, South Australia.
- Pechmann J. K., Scott D. E., Gibbons J. W., Semlitsch R. D., 1989: Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetlands. Ecology and Management* 1: 3–11.
- Pekár S., Brabec M., 2009: Moderní analýza biologických dat 1: Zobecněné lineární modely v prostředí R. Scientia. ISBN 978-80-86960-44-9.
- Pintar M., Resetarits W., 2018: Variation in Pond Hydroperiod Affects Larval Growth in Southern Leopard Frogs, *Lithobates sphenoccephalus*. *Copeia* 106: 70–76.
- Pithart D., Pechar L., Hrbáček J., 2000: Fenomén tůně: úvod do morfologie, hydrologie a limnologie. In: Pithart, D. (ed.), 2000: Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Sborník příspěvků konference v Lužnici u Tábora, Botanický ústav AVČR: 9–12.
- Ponsero A., Joly P., 1998: Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. *Archiv Fur Hydrobiologie* 142: 343–352.

- R Core Team, 2017: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Dostupné z: <https://www.R-project.org/>.
- Reicholf J., Čihař J., 1998: Pevninské vody a mokřady: ekologie evropských sladkých vod, luhů a bažin. Ikar, Praha. ISBN 80-7202-185-0.
- Řehounek J., Řehounková K., Prach K., 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Sjögren P. E. R., 1991: Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). Biological Journal of the Linnean Society 42 (1–2): 135–147.
- Skácelová O., 2004: Flóra sinic a řas tůň v inundačních pásmech řek. Doktorská disertační práce, Biologická fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice.
- Skelly D. K., Werner E. E., Cortwright S. A., 1999: Long-Term Distributional Dynamics of a Michigan Amphibian Assemblage. Ecology 80 (7): 2326–2327.
- Smolová D., Doležalová J., Vojar J., Solský M., Kopecký O., Gučík J., 2010: Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. Sborník Severočeského Muzea, Přírodní vědy, Liberec 28: 155–163.
- Snodgrass J. W., Komoroski M. J., Bryan A. L., Burger J., 2000: Relationships among Isolated Wetland Size, Hydroperiod, and Amphibian Species Richness: Implications for Wetland Regulations. Conservation Biology 14 (2): 414–419.
- Sukop I., 1998. Aplikovaná hydrobiologie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno. ISBN 80-7157-290-X.
- Šálek J., 1996: Malé vodní nádrže v životním prostředí. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Ministerstvo životního prostředí ČR, Centrum pro otázky životního prostředí, Ostrava, 141. ISBN 80-7078-370-2.
- Štýs S., 1998: Návraty vypůjčených krajín. Bílý slon, Praha.
- Tajovský J., 2018: Aplikace mobilních GIS pro tematické mapování. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Brno. (Diplomová práce). „nepublikováno“.
- Tallaksen L. M., Lanen V., 2004: Hydrological drought: Processes and estimation methods for streamflow and groundwater. Developments in water science 48: 579.
- Tarr M., Babbitt K. J., 2018: The Importance of Hydroperiod in Wetland Assessment – A guide for community officials, planners, and natural resource professionals. University of New Hampshire Cooperative Extension. (online) Dostupné z: https://extension.unh.edu/resources/files/Resource000812_Rep847.pdf
- Tichánek F. 2014: Mostecké výsypky: významné refugium ohrožených druhů organismů (online). Dostupné z: <http://botanika.prf.jcu.cz/suspa/vyuka/materialy/Tichanek.pdf>

- Tropek R., Řehounek J., 2011: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Významochrana a management. Entomologický ústav AV ČR a Calla, České Budějovice.
- Trueb L., Pügener L. A., Maglia M. A., 2000: Ontogeny of the Bizarre: An Osteological Description of *Pipa pipa* (Anura: Pipidae), With an Account of Skeletal Development in the Species. *Journal of morphology* 243: 75–104.
- Tyler J. M., Shearman D. J. C., Franco R., O'Brien P., Seamark R. F., Kelly R., 1983: Inhibition of Gastric Acid Secretion in the Gastric Brooding Frog, *Rheobatrachus silus*. *Science* 220: 609–610.
- Vignoli L., Bologna M. A., Luiselli L. 2007: Seasonal patterns of activity and community structure in an amphibian assemblage at a pond network with variable hydrology. *Acta oecologica* 31: 185–192.
- Vojar J., 2000: Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa*, 48: 41–43.
- Vojar J., 2003: Obojživelníci (Amphibia) výsypkových ploch Mostecká. In: Bryja J. et Zupal J. (eds): *Zoologické dny Brno 2003. Sborník abstraktů z konference 13–14. února 2003, Brno*, 131–132.
- Vojar J., 2004: Závěrečná zpráva z herpetologického průzkumu. In: Sklenička P. (ed.): *Identifikace, zpřístupnění a ochrana specifických ekosystémů hnědouhelných výsypek v SZ Čechách. Projekt MŽP ČR VaV/640/2/02, Ministerstvo životního prostředí, Praha*.
- Vojar J., 2006: Colonization of post-mining landscapes by Amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 37: 35–40.
- Vojar J., 2007: *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 ČSOP. ZO ČSOP Hasina, Louny*.
- Vojar J., 2016: *Využití aplikovaného výzkumu pro ochranu obojživelníků. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. (Habilitační práce). „nepublikováno“*.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67 (3): 8–11.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Kadlec T., Knapp M., 2016: Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90: 278–284.
- Vráblíková J., Blažková M., Farský M., Jeřábek M., Seják J., Šoch M., Dejmal I., Jirásek P., Neruda M., Zahálka J., 2008: Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, I. Část, Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky dispartit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří. *Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem*.

- Vrána K., 2004: Malé vodní nádrže – součást revitalizace krajiny. In: Sborník referátů ze semináře: Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů. 24. března 2004: 5–14.
- Vrbová M., Kerouš K., 2005: Obojživelníci v PP Podhradská tůň. Český svaz ochránců přírody, Mladá Boleslav.
- Wellborn G.A., Skelly D.K., Werner E.E., 1996: Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337–363.
- Wells K. D., 2007: *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Whittaker R. H., 1974: Climax concepts and recognition. *Vegetation dynamics*: 139–154.
- Wilbur H. M., Collins J.P., 1973: Ecological aspects of amphibian metamorphosis. *Science* 182: 1305–14.
- Williams D. D., 2005. *The Biology of Temporary Waters*. Oxford: Oxford University Press, USA.
- Williams D. D., 2005: *The Biology of Temporary Waters*. Oxford: Oxford University Press, USA. ISBN 0198528124.
- Zavadil V., 1986: Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování. *Živa*, 4: 150–151.
- Zavadil V., Leypold J., 1986: Snůšky našich žab. *Naší přírodou*, 3: 54–55.
- Zavadil V., Sádlo J., Vojar J., 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management. *Metodika AOPK ČR*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brand Brand, s.r.o., Praha.
- Zelený V., 1999: *Rostliny Bílínska*. Grada Publishing, Praha, 135.
- Zwach I., 2009: *Obojživelníci a plazi České republiky*. Grada Publishing, Praha.

freq	perm_j	perm_l	snusky	rok
88	n	n	n	2016
37	s	n	n	2016
3	n	s	n	2016
107	s	s	n	2016
136	n	v	n	2016
23	s	v	n	2016
12	n	n	y	2016
38	s	n	y	2016
0	n	s	y	2016
120	s	s	y	2016
14	n	v	y	2016
17	s	v	y	2016
49	n	n	n	2017
25	s	n	n	2017
1	n	s	n	2017
75	s	s	n	2017
190	n	v	n	2017
52	s	v	n	2017
12	n	n	y	2017
28	s	n	y	2017
0	n	s	y	2017
120	s	s	y	2017
20	n	v	y	2017
32	s	v	y	2017
23	n	n	n	2019
27	s	n	n	2019
1	n	s	n	2019
81	s	s	n	2019
117	n	v	n	2019
32	s	v	n	2019
5	n	n	y	2019
21	s	n	y	2019
0	n	s	y	2019
97	s	s	y	2019
8	n	v	y	2019
28	s	v	y	2019

Příloha 3: Dílčí tabulka k analýze a porovnání počtu stálých a nestálých ploch, coby reprodukčních biotopů skokanů štíhlých. Počty jezírek příslušejících k jednotlivým kategoriím permanence na jaře i v létě ve sledovaných letech podle toho, zdali v nich byly či nebyly nalezeny snůšky.



Příloha 4: Příklad stabilního jezírka z letního monitoringu – Kopistská výsypka.



Příloha 5: Příklad nestabilního jezírka z letního monitoringu – Kopistská výsypka.



Příloha 6: Jezírko K020 z jarního monitoringu 2016 – Kopistská výsypka.



Příloha 7: Jezírko K020 (stejně jako výše) z letního monitoringu 2019 – Kopistská výsypka.



Příloha 8: Příklad stabilního jezírka z letního monitoringu – Hornojiřetínská výsypka.



Příloha 9: Příklad nestabilního jezírka z letního monitoringu – Hornojiřetínská výsypka.



Příloha 10: Jezírko 146 z jarního monitoringu 2017 – Hornojiřetínská výsypka.



Příloha 11: Jezírko 146 (stejně jako výše) z letního monitoringu 2017 – Hornojiřetínská výsypka.