

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Faktory prostředí ovlivňující stabilitu
vodních ploch na výsypkách**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Zpracovatel: Martin Kolář

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

Konzultant: Ing. Milič Solský, Ph.D.

PRAHA 2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martin Kolář

Aplikovaná ekologie

Název práce

Faktory prostředí ovlivňující stabilitu vodních ploch na výsypkách

Název anglicky

The effect of environmental parameters on stability of water habitats on 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. Cílem práce je zhodnocení vlastností těchto vodních biotopů a jejich významu na obojživelníky, v experimentální části bude konkrétně sledována stabilita těchto biotopů.

- 1) Literární rešerše věnovaná modelovému druhu, skokanu štíhlému, dále vlastnostem prostředí s vlivem na obojživelníky a problematice těžby hnědého uhlí a jejího vlivu na krajinu, zejména stran tvorby nových vodních biotopů (bližší popis vodních ploch vznikajících při těžbě a ukládání skrývkového materiálu).
- 2) Vlastní práce zaměřená na porovnání frekvencí vysychajících a permanentních vodních ploch na výsypkách, dále analýza faktorů, jež mohou být za permanenci/vysychání vodních ploch zodpovědné a zhodnocení významu nestabilních vodních ploch, jakožto reprodukčních biotopů skokana štíhlého.

Metodika

V průběhu vývoje larev obojživelníků budou vybrané lokality na mosteckých výsypkách (desítky až stovky vodních ploch) minimálně dvakrát navštíveny a popisovány jejich vlastnosti (rozloha, hloubka, zárůst vegetací a další). První návštěva proběhne v období kladení snůšek obojživelníků (především modelového druhu – skokana štíhlého), druhá potom těsně před dokončením metamorfózy larev. Cílem bude sledování stability jednotlivých vodních ploch v průběhu sezóny s ohledem na rozmnožování obojživelníků. Získané údaje, včetně pečlivé fotodokumentace, budou zaznamenány do souhrnné databáze. Data budou zároveň připravena pro pozdější statistické analýzy.

Doporučený rozsah práce

cca 35 stran

Klíčová slova

těžba nerostných surovin, obojživelníci, skokan štíhlý, vodní plochy, reprodukční biotopy

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. *Ecol. Eng.* 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.
- 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.
- Wells K.D. 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Milič Solský, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 21. 4. 2018

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 4. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně, pod vedením doc. Ing. Jiřího Vojara, Ph.D. Další informace mi poskytl Ing. Milič Solský, Ph.D. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal. Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne:

Podpis:

Poděkování

Děkuji doc. Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D. za vedení mé bakalářské práce, rady, konzultace a pomoc se zpracováním dat. Dále bych chtěl poděkovat Ing. Miliči Solskému, Ph.D. za poskytnutí dat a pomoc při práci v terénu. V neposlední řadě také rodině a přátelům, kteří mi poskytovali oporu.

Abstrakt

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 různými organismy. Cílem práce je zhodnocení vlastností těchto vodních biotopů a jejich významu pro obojživelníky. V experimentální části byla konkrétně sledována stabilita těchto nádrží. Práce se zaměřuje na porovnání vysychajících a permanentních vodních ploch na výsypkách, dále na analýzu faktorů, jež mohou být zodpovědné za jejich permanenci/vysychání a zhodnocení významu nestabilních vodních ploch, jakožto reprodukčních biotopů skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). Monitoring probíhal dva roky (2016, 2017) po sobě na přelomu července a srpna, kdy bylo kontrolováno přes 600 jezírek na dvou nerekvultivovaných mosteckých výsypkách (Hornojiřetínská a Kopistská). Bylo zjištěno, že na obou převažují periodické vodní plochy. Mezi jednotlivými lety se podíl permanentních a periodických vod lišil, mezi výsypkami však nikoliv. Dále bylo potvrzeno, že stabilitu vodních ploch nejvíce ovlivňuje hloubka, dále rozloha a oslunění. Bylo dosaženo závěru, že zastíněné lokality jsou stabilnější než osluněné. Dále bylo prokázáno, že skokan štíhlý upřednostňuje ke své reprodukci permanentní vody. Zjištění mohou pomoci při ochraně a tvorbě vodních biotopů pro obojživelníky (nejen) na výsypkách.

Klíčová slova: těžba nerostných surovin, obojživelníci, skokan štíhlý, vodní plochy, reprodukční biotopy.

Abstract

Mining does cause large-scale disturbance in landscape on one hand, but on the other hand, it allows a number of new habitats to be created, including water bodies, which are then colonized by various organisms. Aim of this bachelor thesis is to evaluate quality of aquatic biotopes and their significance for amphibians. In experimental part stability of these biotopes was specifically monitored. The thesis focuses on the comparison of permanent and drying water bodies on spoil heaps, then on the analysis of factors that may be responsible for their permanency/drying out and on evaluation of the significance of unstable water bodies as reproductive habitats of agile frog (*Rana dalmatina*). The monitoring was carried out for two years (2016, 2017) at the end of July and at the beginning of August, when more than 600 small water bodies were inspected on two unreclaimed spoil heaps (Hornojířetínská and Kopistská). It has been found that both have majority of periodic water bodies. Between years, the proportion of permanent and periodic ponds varied, but not among the spoil heaps. Furthermore, it has been confirmed that the stability of water bodies is most affected by depth, area and sunlight. It was concluded that shaded locations are more stable than sun lighted. Moreover, it has been shown that the agile frog prefers permanent water bodies to reproduce. The survey can help to protect and create aquatic biotopes for amphibians (not only) on spoil heaps.

Keywords: Mining of mineral resources, amphibians, agile frog, water bodies, reproductive biotopes.

Obsah

1. Úvod	9
2. Cíle práce	12
3. Literární rešerše	13
3.1 Skokan štíhlý (<i>Rana dalmatina</i>).....	13
3.2 Biotopové nároky obojživelníků	25
3.2.1 Vodní prostředí.....	26
3.2.2 Terestrické prostředí	29
3.2.3 Komplexnost a kvalita prostředí.....	29
3.3 Ochránářský význam území zasažených povrchovou těžbou	30
3.3.1 Výsypkové plochy a jejich vznik.....	31
3.3.2 Vodní biotopy na výsypkách.....	37
4. Metodika	47
4.1 Charakteristika studijního území.....	47
4.1.1 Historie vzniku zájmového území.....	47
4.1.2 Současný stav zájmového území	49
4.2 Sběr dat	53
4.3 Analýza dat	56
5. Výsledky práce a diskuze	58
5.1 Zhodnocení počtu vysychavých a nevysychavých vodních nádrží	58
5.2 Faktory ovlivňující stabilitu vodních ploch	60
5.3 Vliv permanence jezírek na výběr reprodukčních nádrží pro kladení snůšek.....	62
6. Závěr.....	64
7. Přehled literatury a použitých zdrojů	66
8. Přílohy	74

1. Úvod

V současné době představují obojživelníci jednu z nejohroženějších skupin obratlovců (Collins et Storfer, 2003). To je důsledkem jejich citlivosti vůči změnám prostředí a vysokých nároků na jeho komplexnost. Obojživelníci během svého života střídají různé typy stanovišť. Zachovalá prostředí s dostatkem kvalitních a vzájemně propojených terestrických a vodních biotopů, na které jsou vázáni, však z dnešní krajiny mizí a jsou spíše vzácností (Collins et Storfer, 2003; Cushman, 2006).

V souvislosti s tím je celosvětový úbytek početnosti a diverzity obojživelníků výrazně ovlivněn činností člověka. Mezi hlavní příčiny patří znečištění prostředí (např. pesticidy) (Greulich et Pflugmacher, 2003), změny ve vodním systému, odvodňování krajiny, úbytek mokřadních oblastí a niv, zarybňování nevhodných vodních biotopů, mortalita obojživelníků na silnicích (Zavadil et al., 2011). Výstavba silniční sítě, intenzivní zemědělství, rozvoj lidských obydlí apod. přímo souvisí s destrukcí biotopů obojživelníků, fragmentací krajiny a snížením propustnosti prostředí, která je pro jejich populace zásadní (Vrbová et Kerouš, 2005; Cushman, 2006; Vojar, 2007).

Významnou příčinou velkoplošné devastace biotopů v České republice (ČR) je těžební průmysl, zejména těžba uhlí. Severočeská hnědouhelná pánev je v tomto směru jedním z nejvíce zasažených míst střední Evropy. Povrchovou těžbou hnědého uhlí je zde zcela změněna krajina o celkové rozloze několika desítek tisíc hektarů, což je asi 90 % oblasti (Vráblíková et al., 2008). Jak již napovídají přítomná uhelná ložiska, prostředí mělo vždy mokřadní charakter. Ten v minulosti představoval zejména rozsáhlý vodní biotop Komořanského jezera, které bylo odvodněno ještě před nástupem těžby (Papeš, 2008). Velkoplošné těžbě a s ní spojené tvorbě těžebních jam a výsypků nadložního materiálu zde postupně ustoupily veškeré mokřadní biotopy, jimiž byly v té době především pozůstatky Komořanského jezera (Štýs, 1998; Papeš, 2008).

Mostecké výsypky kdysi představovaly ukázkou naprosté devastace prostředí a byly připodobňovány měsíční krajině. Dnes však můžeme na situaci pohlížet jinak. Způsobem, kterým se výsypky zakládají, vzniká morfologicky členité území. To má zásadní význam při budoucí obnově těchto míst (Řehounek et al., 2010). Od doby, kdy

byly post-těžební scenérie bez života a zeleně, už uplynulo mnohdy více než 50 let. Technicky nerekvultivované výsypky nyní v mnoha případech představují hodnotné ekologické prvky krajiny, které v některých případech dokonce získaly status maloplošného chráněného území. Díky členitému terénu s xerothermním charakterem výše položených partií a vodou vyplněných terénních depresí se na výsypkách utvořily specifické biotopy lesostepí, mokřadů a rozmanitých malých vodních nádrží (Bejček, 1982; Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010; Vojar et al., 2016). Na taková prostředí je vázána i specifická fauna, jejíž zástupci často patří mezi ohrožené druhy (Hendrychová et al., 2008).

Výsypky jako produkt těžby devastující ekosystémy tak paradoxně představují nový potenciál pro alespoň částečné obnovení původního mokřadního charakteru krajiny s množstvím biotopů vhodných pro udržení zdravých populací obojživelníků. Významnost těchto prostředí s dobře pozorovatelným procesem primární sukcese přivádí pozornost mnoha odborných studií. Ty jsou často zaměřeny na 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; Vojar, 2007; Smolová et al., 2010; Zavadil et al., 2011; Vojar et al., 2012; Vojar et al., 2016). Prakticky všechny tyto studie prokázaly významnost technicky nerekvultivovaných výsypek, kde diverzita druhů byla výrazně vyšší či zde byly ve vyšší míře zastoupeny ochránářsky významné druhy. Přesto se dnes stále nevhodným způsobem provádějí technické rekultivace výsypek. Za nemalé peníze tak vzniká biologicky nehodnotná krajina homogenního charakteru s nedostatkem různorodých vodních ploch (Jongepierová et al., 2012).

Aby bylo možné využít biologický potenciál výsypek, je třeba seznámit se s faktory prostředí, které mají pro jednotlivé organismy význam. Jednou ze skupin živočichů, hojně se objevujících na výsypkách, jsou obojživelníci. Výsypky pro ně znamenají významná refugia (Smolová et al., 2010; Vojar et al., 2016). Jejich výskyt, a

zejména úspěšnou reprodukci a vývoj, mohou ovšem ovlivnit některé negativní faktory, například vysychání vodních ploch.

Na mosteckých výsypkách probíhá již od roku 2005 pravidelný monitoring výskytu skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) sčítáním jeho snůšek v jednotlivých vodních plochách (cca 1000 nádrží). Kromě početnosti skokana štíhlého a přítomnosti dalších druhů obojživelníků jsou u každé lokality zaznamenávány také komplexní parametry vodních ploch a jejich okolí. Co však doposud zjišťováno nebylo, je stabilita vodních biotopů, tedy jestli zůstávají vodní plochy zvodnělé až do doby metamorfózy skokanů. Permanence vodní plochy je přitom významným parametrem prostředí pro úspěšný vývoj larev obojživelníků, který by neměl být opomíjen v žádné studii zabývající se komplexními biotopovými nároky obojživelníků (Skelly et al., 1999; Snodgrass et al., 2000; Colburn, 2004).

Cílem praktické části této bakalářské práce je proto monitoring stability vodních ploch v průběhu letního období na dvou dlouhodobě sledovaných významných výsypkách Mostecka.

2. Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je v **teoretické části** shrnout současné poznatky o ekologii a zejména komplexních nárocích obojživelníků na prostředí, se zaměřením na skokana štíhlého. V návaznosti na to se seznámit s dopady těžby hnědého uhlí na krajinu. Popsat způsoby obnovy výsypkových ploch (spontánní sukcese vs. technické rekultivace), popsat rozdíly mezi nimi a zaměřit se na význam a obecné charakteristiky prostředí výsypek, které obojživelníci hojně osídlují. Zde bych chtěl zvláštní pozornost věnovat vodním biotopům, resp. jejich kvalitě i kvantitě, neboť právě ty jsou jedním z klíčových faktorů diverzity a kvality populací obojživelníků.

Jak již bylo zmíněno v úvodu, cílem **praktické části** je v první řadě monitoring stability vodních ploch v průběhu letního období na dvou mosteckých výsypkách s nejvyšším zaznamenaným počtem vodních ploch (tj. Hornojřetínské a Kopistské, kde se na každé z nich nachází cca 300 rozmanitých vodních biotopů). Cílem je zjistit podíl vysychajících nádrží, zdali jsou tyto využívány skokany štíhlými k reprodukci, a které faktory ovlivňují jejich nestálost. Pracovní hypotézou je, že jejich nestabilita bude ovlivněna zejména velikostí, resp. hloubkou a rozlohou.

Zjištění mohou pomoci při ochraně a tvorbě vodních biotopů pro obojživelníky (nejen) na výsypkách. Pokud např. zjistíme průměrné hloubky vodních ploch, které nevysychají, a poskytují tak vhodné prostředí pro dokončení vývoje obojživelníků, můžeme cíleně vytvářet/zachovávat právě takové perspektivní biotopy.

3. Literární rešerše

Bakalářská práce se zabývá vodními biotopy na výsypkách v souvislosti s výskytem skokana štíhlého. Ve třech hlavních částech se proto literární část této práce věnuje nejprve podrobně skokanu štíhlému s důrazem na jím preferované vlastnosti vodních biotopů. V návaznosti na to je popsána také jeho ekologie a nároky na prostředí v okolí vodních biotopů. Druhá část rešerše je obecná a týká se střeoevropských obojživelníků a jejich biotopových nároků. Protože výsledky této práce mohou být užitečné při managementu vodních ploch využívaných různými druhy obojživelníků, zabývá se tato kapitola jejich komplexními biotopovými nároky a parametry prostředí, které jsou pro ně významné, a nejen nároky modelového druhu, skokana štíhlého. Třetí část literární rešerše porovnává rozdíly mezi obnovou výsypkových ploch rekultivačními zásahy a přirozenou sukcesí. Zaměřuje se na ochránářský význam právě nerektivovaných ploch, neboť právě ty téměř přesně splňují nároky obojživelníků popsané ve druhé části rešerše. Zvláštní pozornost je zde věnována parametrům a stabilitě vodních útvarů vzniklých na výsypkách.

3.1 Skokan štíhlý (*Rana dalmatina*)

Tato kapitola se v několika částech zabývá některými aspekty biologie a ekologie modelového druhu, skokana štíhlého. V první části této kapitoly se práce zaměřuje na základní informace o skokanu štíhlém, zmiňuje charakteristické znaky stavby těla, zbarvení a pohlavní dimorfismus. Dále je popsán jeho areál rozšíření, nejprve globálně a poté v České republice. Další část se zabývá vybranými aspekty ekologie skokanů štíhlých od způsobu přezimování, přes rozmnožování a vývoj mláďat, až po chování dospělého jedince mimo dobu páření. Poslední část kapitoly se zabývá nároky skokana štíhlého na prostředí. V rámci toho zmiňuje vliv klimatických podmínek na jeho výskyt a podobu vhodných suchozemských i vodních biotopů.



Obrázek 1: Skokan štíhlý (*Rana dalmatina*), jakožto modelový druh. (© Jana Doležalová).

Popis

Skokan štíhlý (viz obrázek 1) je zástupcem skupiny tzv. hnědých skokanů z čeledi skokanovitých (*Ranidae*). Dorůstá velikosti 8–9 cm. Celé tělo je protáhlé, hlava delší a ostřeji zakončená. Charakteristickým znakem je relativně velké *tympanum* (membrána vnějšího ušního bubínku) umístěné blízko oka (Nečas, 1997). Zornice oka je horizontálně položena. Vnitřní resonanční měchýřky samců chybí (Baruš et al., 1992).

Zbarvení hřbetní strany je v různých odstínech hnědé až načervenalé. Hřbet bývá obvykle posázený několika většími skvrnami (Maštera et Mašterová, 2017). Výrazný je tmavý pruh táhnoucí se od přední části hlavy, přes oko a *tympanum*, kde je nejvýraznější, až k přední končetině. Přední končetiny mají na vrchní straně barvu hřbetu a někdy jsou slabě naznačeny tmavší pruhy (Baruš et al., 1992). Zadní končetiny jsou zpravidla s tmavými příčnými pruhy. Spodní strana končetin a břišní strana je bělavá, žlutavá až narůžovělá, většinou jednobarevná a beze skvrn (Maštera

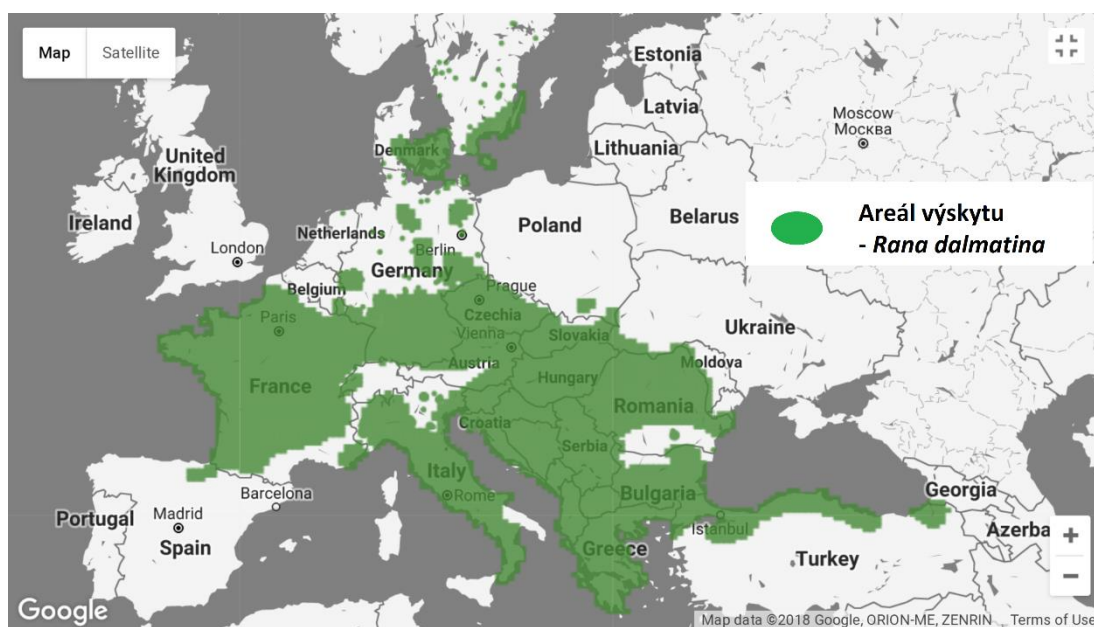
et Mašterová, 2017). V průběhu roku podléhá zbarvení mírným změnám. Během zimních měsíců a zraje jara jsou skokani výrazně tmavší (Baruš et al., 1992).

V rámci pohlavního dimorfismu lze u samců rozlišit pářící mozoly na prstech (Maštera et Mašterová, 2017). Velký pářící mozol je na prvním prstu, malé mezi druhým a třetím. Tyto mozoly jsou nejvíce rozvinuty v době rozmnožování, kdy jsou zbarveny bělavě nebo šedožlutě. Přední nohy jsou u samců silnější. U samice jsou v době páření vyvinuty hrbolkovité výrůstky zejména na ventrální straně. Plovací blána samic bývá hlouběji vykrojená a celkově dorůstají větší průměrné i maximální velikosti (Vrbová et Kerouš, 2005).

Rozšíření

Tento druh je relativně běžný. Jeho areál výskytu představují rozsáhlé oblasti Evropy (viz obrázek 2). Početnost tohoto skokana se však napříč evropskými regiony liší. Je rozšířen relativně souvisle od atlantského pobřeží západní Francie (Gasc et al., 2004; Kaya, 2009). Malá část populace zasahuje z Francie až do severovýchodního Španělska. Jinde se ve Španělsku vyskytuje jen velmi vzácně, v Portugalsku již vůbec (Kaya, 2009). Areál výskytu se táhne od západu přes střední Evropu, kde je poměrně běžný. 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 nejsevernější 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. Menší izolovaná oblast výskytu se nachází na severu Malé Asie (Gasc et al., 2004; Baruš et al., 1992). Výskyt je potvrzený také v Turecku v severozápadní části Anatólie a podél pobřeží Černého moře, tady jsou ale zapotřebí další studie, které by rozlišily výskyt jemu podobného skokana *Rana macracnemis* na tomto území (Kaya, 2009). Poměrně hojně se vyskytuje v jižní Evropě. Víceméně souvislý areál má v Bulharsku a také v Řecku, včetně Peloponéského poloostrova. Velice častý je ve státech bývalé Jugoslávie. Hojně se vyskytuje také ve většině částech Itálie. Existují informace o výskytu skokana štíhlého na Sicílii, okolo těchto záznamů však panují pochybnosti a

neshody (Gasc et al., 2004). V severní části Evropy je jeho rozšíření spíše ostrůvkovitě s několika izolovanými populacemi (O'Shea et Halliday, 2002). Nad zmíněnou hranicí souvislého rozšíření se skokan štíhlý vyskytuje v několika izolovaných oblastech v severní polovině Německa, v Dánsku a v jižním Švédsku. Nejseverněji zaznamenaná populace byla Švédském ostrově Öland. Sporný je výskyt skokana štíhlého na jihovýchodě Polska. Aktuální mapy rozšíření zde uvádí menší izolovanou populaci, avšak jiné zdroje uvádí, že informace o tomto výskytu je sporná a upozorňují, že je třeba jeho přítomnost v této lokalitě potvrdit (Baruš et al., 1992; Kaya, 2009). Na Britských ostrovech se nevyskytuje vůbec, s výjimkou ostrova Jersey, kde je přítomna malá populace (Gasc et al., 2004).

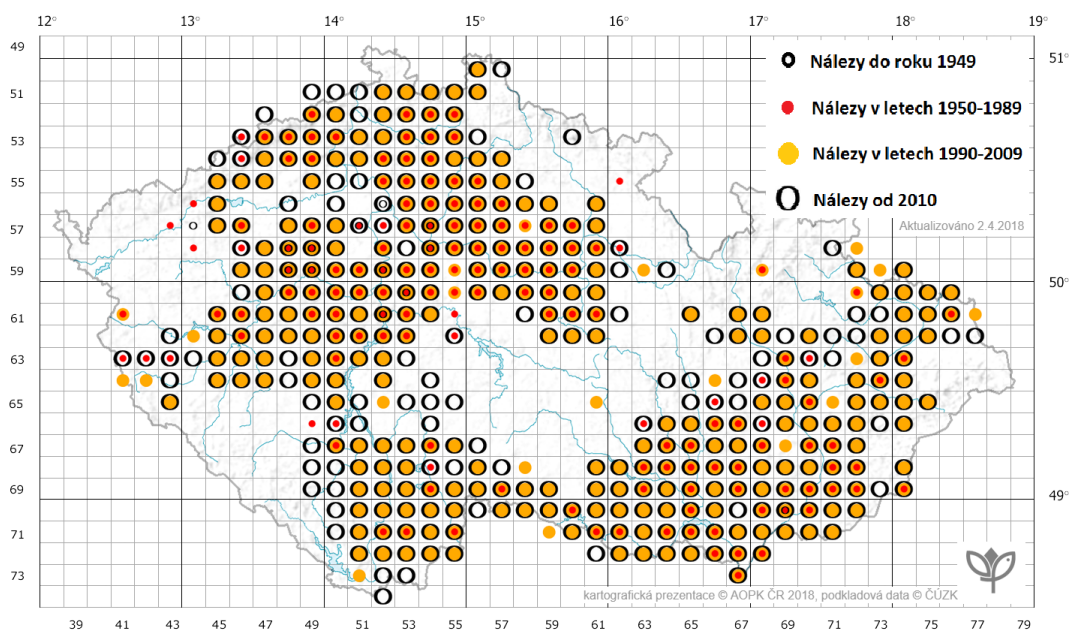


Obrázek 2: Areál rozšíření skokana štíhlého (převzato a upraveno dle https://mol.org/species/Rana_dalmatina).

V rámci Evropy se vyskytuje v nadmořských výškách až do 1 700 m. Výskyt v takových výškách však (mimo jiné) výrazně závisí na lokálních klimatických podmínkách a je spíše málo obvyklý (Kaya, 2009). Ve výškách okolo 1500 m byli pozorováni skokani v Itálii a na Balkáně. Ve výškách až 1 100 m byl potvrzen jejich výskyt ve Švýcarsku a na Slovensku. Jinde se obvykle vyskytují ve výškách do 600 m n. m. (Gasc et al., 2004) Celkově je v Evropě početnost populací tohoto druhu považována za klesající (Kaya, 2009).

V ČR se u tohoto druhu již částečně projevuje mozaikovitost výskytu, která je typická pro jeho rozšíření od nás na sever. Nicméně z pohledu celé Evropy lze jeho výskyt u nás považovat jako plošný. V rámci ČR to platí zejména pro naše teplejší oblasti v nižších polohách do 500 m n. m. Jinde je jeho výskyt spíše ostrůvkovitý. Lokality skokana štíhlého se u nás nacházejí zejména na Rakovnicku, v okolí Prahy, v Polabí, Podkrušnohoří, na Tachovsku, dále v okolí Brna, Přerova, Olomouce, Zlína a Znojma (Baruš et al., 1992; AOPK ©2018). Od roku 1990 lze u nás pozorovat nové rostoucí populace také v Jihočeském kraji (AOPK ©2018).

Výskyt druhu *Rana dalmatina* podle záznamů v ND OP



Obrázek 3: Rozšíření skokana štíhlého v ČR – aktualizováno 2. 4. 2018 (© AOPK ČR, Nálezová databáze ochrany přírody).

Mapu rozšíření skokana štíhlého v ČR zobrazuje obrázek 3. Ačkoli jsou populace skokana štíhlého v Evropě považovány za ubývající, v ČR lze v posledních letech pozorovat rozšiřování jeho populací do nových lokalit. Dokazuje to aktuální mapa výskytu, kde je zřejmé rozšiřování areálu výskytu (AOPK ©2018).

Ekologie

Dospělí samci setrvávají v období zimy většinou ve vodě, kde se zahrabávají do bahna na dně jezírek nebo v jejich pobřežních zónách. Dospělé samice a mladí jedinci tráví zimu obvykle v nejrůznějších úkrytech na souši (O'Shea et Halliday, 2002). Zimovištěm jim je často úkryt pod listím, ve skalních štěrbinách nebo v jeskyních.

Zmíněný způsob zimování samců a samic ale není pravidlem. Podle stanovištních podmínek se u konkrétní populace podíl samců a samic zimujících ve vodě mění (Baruš et al., 1992).

Z našich obojživelníků se skokan štíhlý probouzí vůbec jako první. V ČR opouští zimoviště již v únoru, pokud maximální teploty dosahují 7–14 °C a teplota vody stoupá k 5 °C. Prakticky okamžitě po ukončení přezimování se skokani začínají rozmnožovat. Vzhledem k tomu, že někteří jedinci přezimují v rozmnožovacích nádržích, nemusí k nim ze svého zimoviště migrovat. Část populace skokana štíhlého je tedy v reprodukčních jezírkách s určitým předstihem, což je zvýhodňuje před konkurenčními druhy, zejména skokanem hnědým (*Rana temporaria*) (Baruš et al., 1992). Zbytek populace k místu rozmnožování migruje. Předpokládá se, že mezi velikostí jedince a vzdáleností zimoviště od cíleného místa rozmnožování existuje určitý vztah. Větší jedinci obvykle podnikají delší migrační trasy (Ponsero et Joly, 1998).

Skokan štíhlý se i z našich obojživelníků začíná u nás zpravidla rozmnožovat jako první. Jak již bylo řečeno, rozmnožování začíná již koncem února, nejmasověji však probíhá zpravidla v březnu až počátkem dubna. Začátek rozmnožování se může lišit s klimatickými podmínkami konkrétního regionu nebo i dle průběhu počasí v konkrétním roce (Baruš et al., 1992). Období rozmnožování v našich podmínkách trvá necelý měsíc a obvykle končí nejpozději v polovině dubna (Zavadil, 1986). Populace na Mostecku se rozmnožují v poměrně kratším časovém rozmezí 10–14 dnů, zpravidla na přelomu března a dubna (vlastní pozorování). Dlouhé rozmnožovací období je pravděpodobně dáno rozptýlením samic zimujících na souši, kterým trvá migrace k reprodukční nádrži různě dlouhou dobu. Na druhou stranu samice zimující se samci společně v nádrži, jsou schopné se rozmnožovat okamžitě po ukončení přezimování. Delší reprodukční doba tak umožní rozmnožování více samicím (Baruš et al., 1992).

K výběru vhodné reprodukční nádrže je skokan štíhlý poměrně náročný. To by mohlo souviset s tím, že někteří jedinci vyhledávají stanoviště vhodné jak pro reprodukci a vývoj vajíček a pulců, tak pro přezimování (Baruš et al., 1992).

K reprodukci využívá různě velkých vodních těles. Nejvhodnější jsou biotopy mělčích tůní či jezírek s vysokým zastoupením litorálu, dobře prohřívavých, čistých a 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. Nevhodné jsou biotopy se strmými břehy, s výraznými hnilobnými procesy, vody silně zastíněné s nedostatkem kyslíku a nízkou produktivitou a vody vysychající. V případě nedostatku reprodukčních biotopů vhodných parametrů lze snůšky občas nalézt i v malých periodických jezírkách o rozloze několika m². Jen výjimečně se objevují také v mírně tekoucích vodách (Baruš et al., 1992). V zastíněných nádržích se znečištěnou vodou dochází k plesnivění snůšek a následnému úhynu embryí (Vrbová et Kerouš, 2005).

Chování skokanů štíhlých v období rozmnožování je poněkud odlišné od ostatních našich hnědých skokanů rodu *Rana*, což u těchto blízkých druhů hraje důležitou úlohu v zabránění tvorby hybridních amplexů a plýtvání reprodukčním materiálem (Baruš et al., 1992). Samci si v reprodukční nádrži vybírají svá teritoria o velikosti 1–2 m² (Thierry, 2009). V místech s bohatým zastoupením litorálu, volí raději své místo v úkrytu mezi vegetací. Kde je vegetace chudší nebo pokud už jsou místa v litorálním pásmu obsazena jinými samci, vybírají svá teritoria na dně jezírka (Zavadil, 1986). Po obsazení teritoria samci začnou vokalizovat, čímž si brání své teritorium a zároveň lákají samici. Mezi hlasovými projevy sloužícími k obraně území a k lákání samice nebyly pozorovány žádné rozdíly (Lesbarrères et al., 2008). Hlasový projev skokana štíhlého je v porovnání s ostatními skokany velmi slabý, což je dáno chybějícími rezonančními měchýřky. Lidským uchem je zaznamatelný do vzdálenosti pouhých 10–20 m, skupina „koncertujících“ samců pak do vzdálenosti 100 m (Zavadil, 1984). Samci se ozývají v noci i přes den. V úkrytech litorálu se ozývají nad vodní hladinou, mimo vegetaci vokalizují pod vodou (Zavadil, 1986). Studie zabývající se frekvencí hlasu skokana štíhlého ukázala, že samice při výběru partnera upřednostňují samce, jejichž frekvence hlasu je nižší. Samci s vyšší hlasovou frekvencí jsou v reprodukci méně úspěšní (Lesbarrères et al., 2008). Zároveň platí, že čím větší samec, tím hlubší hlas (Duellman et Trueb, 1994). Samec své teritorium pevně dodržuje a opouští ho jen v krajní nouzi. Dokonce se po svém teritoriu téměř ani

nepohybuje. Spoléhá pouze na svůj hlas, kterým si vymezuje prostor, a kterým k sobě přiláká samici (Zavadil, 1984).

Samci skokana štíhlého jsou dle velikosti teritorií rovnoměrně rozmístěni po celé rozmnožovací nádrži, resp. všude tam, kde se nachází vegetace. K páření dochází zpravidla v noci. Když se samice přilákána hlasem samce dostaví na místo jeho teritoria, samec se jí zmocní a dojde k vytvoření amplexu. Během něj se pár vznáší ve vodním sloupci ve vertikální poloze a poté dojde k vypuzení vajíček, které samec okamžitě oplodňuje (Baruš et al., 1992). Samice ukládá snůšky v různé hloubce zpravidla pod hladinu do jednotného shluku, který uchytí obvykle okolo stébla rákosu, lodyhy či větvičky v hlubší části litorálu (Zavadil et al., 2011). Tím je zamezeno riziku odplavání snůšky na nevhodné místo. Umístění pod hladinou zase chrání snůšku před zmrznutím během chladných nocí, kdy se na povrchu nádrže může vytvořit tenká vrstva ledu (Ficetola et al., 2006). Jedna samice tedy vždy uloží jeden ucelený shluk vajíček (jednu snůšku) (Maštera et al., 2015). Jen výjimečně ukládá jedna samice vajíčka do více menších chomáčků. Po uložení snůšky vajíček samice nádrž opouští, zatímco samec v nádrži zůstává a je připravený pářit se s dalšími samicemi (Baruš et al., 1992).

Distribuce snůšek v nádrži zhruba odpovídá teritoriím samců. Minimální naměřená vzdálenost mezi jednotlivými stejně starými snůškami oplodněnými různými samci byla 1 m. Snůšky umístěné v menších vzájemných vzdálenostech nebo přímo u sebe odpovídají páření jednoho samce s více samicemi nebo páření jiného samce na již uvolněném teritoriu (Ficetola et al., 2006). Jak znázorňuje tabulka 1, snůšky lze u nás v přírodě pozorovat obvykle během března a první poloviny dubna. V závislosti na počasí v konkrétním roce se toto období může lišit. Čerstvě nakladené snůšky jsou zhruba velikosti pěsti, v pozdějších fázích vývoje vytváří na hladině jakési „koláče“ o průměru 10–20 cm (Maštera et al., 2015).

Podle velikosti a stáří samice sestává jedna snůška z různého počtu vajíček obalených průhledným rosolovitým pevným pouzdrém (Duellman et Trueb, 1994). Velikosti snůšek se však mohou výrazně lišit i v rámci jednotlivých let, což může být důsledkem klimatických podmínek v konkrétním roce. Nejmenší snůška dle studie

zabývající se velikostí snůšek skokana štíhlého obsahovala 205 vajíček. Naopak v největší snůšce jich bylo napočítáno 3300. V průměru jednu snůšku tvoří cca 1000 vajíček (Solský et al., 2014). Průměr samotného vajíčka bez obalu je mezi 1,5–3 mm. Včetně nabobtnalého slizovitého obalu mají průměr 7,5–12 mm. U čerstvě snesené snůšky mají vajíčka v horní polovině tmavou až černou barvu, v dolní polovině jsou bělavá s výrazným ohraničením (Baruš et al., 1992).

Během několika dnů od naklazení vajíček jejich rosolovitý obal nabobtnává a následkem toho mají vajíčka tendenci stoupat k hladině podél předmětu, ke kterému jsou připevněny (viz obrázek 4). V tuto dobu jsou snůšky velmi dobře pozorovatelné. Pokud je snůška pod hladinou pevně uchycena, stoupáním



Obrázek 4: Několik dnů stará snůška skokana štíhlého. (© Jaromír Maštera).

k hladině postupně mění svůj kulovitý tvar a protahováním získává vzhled spíše kuželu, který se rozevírá směrem k hladině. Málo upevněné snůšky vyplavou k hladině celé (Baruš et al., 1992). Vajíčka stoupající k hladině se dostávají do prohřátější vrchní vrstvy nádrže, čímž se jejich vývoj urychluje. Úplně vrchní vajíčka jsou někdy vlivem tlaku stoupajícího chomáčku pod nimi vytlačena až nad hladinu, kde obvykle dojde k zaschnutí a záhynu těchto zárodků (Zavadil et Leypold, 1986).

Vývoj embryí ve vajíčkách trvá poměrně dlouho. 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). Líhnutí pulců z jedné snůšky trvá 2–3 dny. Z chomáčku vajíček vypadávají rovnou ke dnu. Prázdný slizový chomáček se na rozdíl od jiných druhů žab ihned nerozpadne. Postupně se rozpadá po dobu 2–3 týdny. Po celou tuto dobu je ve vodě stále dobře rozpoznatelný (Zavadil et Leypold, 1986).

Čerstvě vylíhlí pulci měří mezi 8 až 15 mm. Zbarvení je svrchu černohnědé. Na ocase a ocasním lemu jsou šedohnědé skvrny. Břicho je světle hnědé se zlatavými skvrnami, hrdlo tmavé, načervenalé (Vrbová et



Obrázek 5: Pulec skokana štíhlého v mladší fázi vývoje (© Jaromír Maštera).

Kerouš, 2005). Pulec skokana štíhlého v mladší fázi vývoje je vyobrazen na obrázku 5.

Pulci se zdržují u dna, kde se formují do větších skupin. Hustá seskupení jim zvyšují šance na přežití. V prvních fázích se u nich vytvoří mohutný zašpičatělý ocas, který jim pomáhá obstarávat si potravu. Jsou všežraví, živí se zejména řasami, v menší míře i detritem a některými menšími bezobratlými (např. *Acarina*). K okusování jim slouží rohovité zoubky, které rostou v několika řadách. Doba jejich larválního vývoje je ovlivněna především teplotou prostředí a nabídkou potravy (Baruš et al., 1992). Faktory, které dále ovlivňují úspěšný vývoj pulců, jsou distribuce ostatních živočichů a rostlin, sluneční osvit a hloubka nádrže. Nejčastěji zaznamenaná hloubka vody v období vývoje pulců byla 30 cm. Malá výška vodního sloupce zaručuje jeho rychlé prohřátí, čímž se urychluje vývoj larev. Rychlý vývoj jim dává větší naděje na přežití (Ficetola et al., 2006). Vývoj trvá zpravidla 2–3 měsíce. Před zahájením metamorfózy dosahují larvy velikosti až 6,5 cm (včetně ocasu) (Baruš et al., 1992). K metamorfóze pulců dochází v našich podmínkách koncem července a začátkem srpna (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 (Maštera et al., 2015).

Již v průběhu larválního vývoje se zakládají přední a zadní končetiny. Během vlastní metamorfózy dochází k radikální přestavbě organismu. Veškeré orgány nezbytné pro život larvy výhradně ve vodním prostředí jsou ztraceny nebo redukovány. Organismus je zcela přeměněn k suchozemskému a obojživelnému

způsobu života. Dochází k resorbci ocasu, žaber, uzavření žaberních otvorů, ztrátě žaberních dutin, přestavbě úst, redukci kloakálního tubulu, částečné přeměně oběhové soustavy, růstu a diferenciaci končetin, tvorbě středního ucha a bubínku, tvorbě očních víček a jazyka. Dále se mění stavba kůže a střeva. Změny jsou řízeny hormonálně. Jejich průběh však ovlivňují i charakteristiky vnějšího prostředí, vliv má především teplota (Gosner, 1960). Malé žabky se po ukončení metamorfózy obvykle rozptylují po krajině, kde vyhledávají svá letní stanoviště a aktivují podobně jako dospělí jedinci (Zavadil et al., 2011). Růst mladých jedinců je značně nepravidelný. Juvenilní jedinci staří dva měsíce od metamorfózy mají v našich podmínkách průměrnou velikost okolo 26 mm. Pohlavně dospívají během třetího roku života, kdy je jejich velikost průměrně 53 mm u samců a 62 mm u samic (Baruš et al., 1992).

Dospělí jedinci si po skončení doby páření vyhledávají svá letní stanoviště na souši často i stovky metrů mimo dosah nejbližší vodní plochy. Jedná se tedy o poměrně pohyblivý druh (Lác, 1959). Aktivní jsou zejména přes den při teplotách 20–24 °C, obvykle v pozdním odpoledni a večer. Aktivita se zvyšuje s rostoucí vzdušnou vlhkostí, například během přeháněk. Za suchého počasí je tento skokan naopak aktivní minimálně a aktivita se přesouvá do nočních hodin. Je velmi hbitý, v nebezpečí dokáže skákat až 3 m do dálky. Z našich žab je nejlépe přizpůsobený ke skákavému pohybu (Baruš et al., 1992).

Tento druh loví výhradně na souši. Při obstarávání potravy se uplatňuje pasivní číhání i aktivní hledání. Určujícím smyslem při lovu je zrak (Baruš et al., 1992). Vyhledává drobnou kořist, kterou loví pomocí vychlípitelného jazyka. Kromě tělesné velikosti omezující největší možnou velikost kořisti je potravní spektrum dáno zejména nabídkou konkrétního stanoviště. Potravu tvoří zejména půdní suchozemští bezobratlí, občas i létající členovci. Složení potravy je pestré, živí se žížalami, plži, pavouky, stonožkami, chvostokoky, motýly, blanokřídlými, brouky atd. (Lác, 1959).

V době, kdy skokani neaktivují, vyhledávají různé úkryty. Často odpočívají ve špatně přístupných prostorech v různých trhlínách, pod kořeny stromů, pod listím apod. (Baruš et al., 1992). Dospělí jedinci se v letní sezóně mimo období rozmnožování zdržují ve vodě jen krátce (Zavadil, 1997). Těsnější vazbu na vodní

prostředí u nich lze pozorovat v sušších obdobích nebo u populací žijících na sušších stepních stanovištích (Lác, 1959). V mělkých nádržích (velmi často například na lesních cestách) a v jejich nejbližším okolí se obvykle zdržují juvenilní jedinci společně s mladými žábami jiných druhů (Vojar, 2016)

Dle klimatických podmínek u nás skokan štíhlý ukončuje svou letní aktivitu od konce září do poloviny října. Na podzim při poklesu teplot se část populace zimující ve vodních nádržích přesouvá z letních stanovišť a koncentruje se u břehů jezírek. Během teplejších dnů se ale stále zdržují mimo vodu. Jakmile však teplota vzduchu klesne pod teplotu vody, slézají pod hladinu vodní nádrže. Při nástupu prvních mrazů si začnou vyhledávat své úkryty v bahně na dně nebo při březích. Část populace zimující na souši vyhledávají svá zimoviště poblíž svých letních stanovišť (Baruš et al., 1992).

Nároky na prostředí

Nejpočetněji bývá skokan štíhlý u nás zastoupen v nížinách a teplejších oblastech. V ČR se vyskytuje nejvíce v nadmořských výškách do 300 m. Méně se vyskytuje až do 800 m v závislosti na klimatických podmínkách (Baruš et al., 1992). Nejvýše byl u nás zjištěn v Krušných horách ve výšce 820 m n. m. (Dobroruka et Daniel, 1953).

Skokan štíhlý je druhem spíše teplomilným. Ve srovnání se skokanem hnědým je výrazně teplomilnější (Zavadil et al., 2011). U nás je rozšířen převážně v nejteplejších oblastech. Vyskytuje se převážně tam, kde průměrné denní teploty přesahují 0 °C více než 280 dnů v roce. V lokalitách s periodou kratší než 260 dnů se naopak vůbec nevyskytuje. Tato vysoká náročnost na minimální délku periody sezónní aktivity je nutná k úspěšnému průběhu všech životních funkcí. Zároveň se jedná o faktor, který pravděpodobně nejvíce limituje výskyt skokana štíhlého ve vyšších nadmořských výškách a zeměpisných šířkách. I přes nároky na vyšší teplotu tento druh vykazuje svým chováním a fenologií mimořádnou odolnost vůči nízkým teplotám (Baruš et al., 1992).

Na terestrické i vodní prostředí je vcelku nenáročný (Zavadil et al., 2011). Preferuje mokřadní louky s okolními biotopy lesostepního charakteru s dostatkem

míst pro rozmnožování (O'Shea et Halliday, 2002). Skokanu štíhlému vyhovují i sušší stanoviště, které jsou vzdálenější od vody. Do určité míry mu nevadí ani celkové vysušování krajiny (Zavadil et al., 2011). Přesto, že se vyskytuje i na relativně suchých stanovištích, nejedná se o xerofilní druh. Ve své lokalitě vyžaduje alespoň menší vlhké části a úkryty. Zároveň se však zpravidla nevyskytuje na stanovištích vyloženě močálovitého charakteru (Baruš et al., 1992).

Charakteristickými suchozemskými biotopy ve střední Evropě jsou teplejší řídké smíšené a listnaté lesy s bohatým keřovým a travnatým podrostem a zejména jejich hustě zarostlé travnaté okraje. Dále obývá paseky, lesní louky, teplé hustě zarostlé stráně (Baruš et al., 1992; Zavadil et al., 2011). Dobře se mu daří také v náletech dřevin pionýrských druhů, jako jsou osiky a břízy například na výsypkách. Výjimečně toleruje i jehličnaté a hustší listnaté či smíšené lesy (Zavadil et al., 2011). Biotopy zcela stepního charakteru osidluje jen v příhodných mikroklimatických podmínkách (Baruš et al., 1992).

Vodní biotopy na svých stanovištích vyžadují prakticky výhradně kvůli rozmnožování a vývoji larev. Vhodné jsou reprodukční nádrže, které se nacházejí uvnitř lesa či lesostepi nebo nedaleko (Bartoň et Rafiński, 2006). Nejvhodnější jsou mladší vodní biotopy, které už ale mají rozvinutou bahenní a vodní vegetaci od břehu až do větší hloubky (Zavadil et al., 2011). Charakteristiky vhodných vodních biotopů skokana štíhlého jsou blíže popsány výše, v části textu zabývající se jeho rozmnožováním.

3.2 Biotopové nároky obojživelníků

Tato obecná část se zabývá biotopy a jejich vlastnostmi vhodnými pro výskyt zdravých populací obojživelníků. Z důvodu rozsáhlosti tohoto tématu kde, v závislosti na ekologii jednotlivých druhů, existuje mnoho nejrůznějších typů stanovišť s různými klimatickými podmínkami, na které se obojživelníci adaptovali, je tato kapitola zaměřena pouze na biotopové nároky z pohledu obojživelníků střední Evropy. Nicméně mnoho uvedených faktů lze pozorovat i z hlediska globálního. Dále je zaměření zúženo na obojživelníky řádů vyskytujících se v České republice – ocasatí

(*Urodela*) a žáby (*Anura*). Parametry prostředí jsou zasazovány do kontextu jejich ekologie a biologie.

Kapitola je rozdělena na tři části. První pojednává o vodních biotopech obojživelníků a jejich vlastnostech. V souvislosti s tím zmiňuje význam vody pro jejich životní potřeby. Druhá část popisuje vhodné vlastnosti terestrických biotopů, ve kterých žijí obojživelníci střední Evropy. Poslední část se zabývá komplexními krajinnými charakteristikami nezbytnými pro vytvoření úspěšných populací a složitějších populačních struktur.

3.2.1 Vodní prostředí

Všechny druhy našich obojživelníků jsou více, či méně vázány na vodní biotopy, a to zejména z důvodu rozmnožování. Jejich larvy jsou pro svůj vývoj zcela závislé na vodním prostředí (Zavadil et al., 2011). Přítomnost, vlastnosti a kvalita vodních biotopů mají proto zásadní vliv na výskyt, početnost a stabilitu populací obojživelníků (Compton et al., 2007).

Obojživelníci využívají ke svému životu a reprodukci nejrůznější typy vodních nádrží. Preferují mělké stojaté vody s rozlohou několika desítek až stovek m². Důležitým faktorem vysoké početnosti řady druhů obojživelníků je bohatě vyvinuté litorální pásmo, které poskytuje úkryty a vhodná místa k rozmnožování a umístění snůšek (Buskirk, 2005). Vyhledávají tůně trvalé i periodické. Některé druhy se ovšem vyskytují i v holých kalužích, například na nepevněných lesních cestách ve vyjetých kolejkách od aut. Případně se vyskytují a rozmnožují i v pomalu tekoucích potůčcích, příkopech nebo melioračních kanálech s množstvím bylin, bahenních usazenin či opadaných listů, mezi kterými se schovávají. V nižších polohách se obojživelníci nacházejí i na zastíněných vodních plochách, ve vyšších polohách vyhledávají spíše osluněná stanoviště (Baruš et al., 1992). Jejich výskyt vylučují extrémně tvrdé, zasolené nebo kyselé vody (Zavadil et al., 2011).

Nevhodné jsou velké a hluboké nádrže. Bývají často obývány rybami, které představují ohrožující faktor pro vajíčka a larvy obojživelníků. Velké hloubky přesahující 1,5 m také znemožňují tvorbu litorálu (Joly et al., 2001). Velmi malé vodní biotopy naproti tomu ohrožuje kolísavá stabilita, v létě často vysychají. Přesto

představují významné biotopy vhodné k reprodukci mnoha druhů (Kopecký et al., 2010). Tyto periodické vody u nás využívá například mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), čolek karpatský (*Lissotriton montandoni*), čolek horský (*Ichthyosaura alpestris*), čolek hranatý (*Lissotriton helveticus*), kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*) a rosnička zelená (*Hyla arborea*). Ropucha zelená (*Bufo viridis*) a ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*) vyhledávají k rozmnožování mělké nezarostlé a dobře se prohřívající vody (Zavadil et al., 2011). Malé nestálé vodní plochy poskytují vhodné útočiště také pro juvenilní jedince žab různých druhů (Vojar, 2016). Část roku a doba zvodnění těchto drobných vodních biotopů patří k vůbec nejdůležitějším charakteristikám (Skelly et al., 1999; Snodgrass et al., 2000; Colburn, 2004). Tyto vody navíc zvyšují prostupnost krajiny a pomáhají tak obojživelníkům šířit se do nových lokalit (Hartel et Öllerer, 2009).

Dalšími důležitými parametry vodních biotopů jsou sklony břehů a hloubka vodní nádrže. Oba tyto faktory úzce souvisí s tvorbou a rozsahem litorálního pásma. Jak již bylo řečeno výše, litorální vegetace není schopna zakořenit v příliš hluboké vodě (Joly et al., 2001). Prudký sklon břehů nádrže zapříčiňuje hustý růst litorální vegetace omezené pouze na úzké pásmo vhodné hloubky. Tento typ litorálu není pro obojživelníky příliš vhodný. Kromě toho prudký sklon břehů také omezuje přístup obojživelníkům k samotné nádrži (Doležalová et al., 2012).

Páření i oplození většiny druhů obojživelníků (u nás je výjimkou mlok skvrnitý) probíhá zásadně ve vodě (Duellman et Trueb, 1994). U většiny druhů žab se uplatňuje vnější oplození, provázené různými amplexy. Samice vytlačuje vajíčka a samec přichycený k samici na ně volně vypouští sperma. Na rozdíl od našich ocasatých obojživelníků probíhá celý vývoj vajíček žab ve vodním prostředí mimo tělo samice. Vajíčka samice obvykle připevňují k lodyhám vodních rostlin, do úžlabí listů či na listy volně (Baruš et al., 1992; Zwach, 2009).

U ocasatých obojživelníků naopak převládá oplození vnitřní. To probíhá v některých případech tak, že sameček svůj spermatofor přenesení do kloaky samičky zadní končetinou (např. čolek rodu *Euproctus*). Nejčastější je však způsob, kdy sameček odloží svůj balíček spermatoru u dna reprodukční nádrže a následně

k němu vábí samičku svatebními tanci specifickými pro každý druh. Samička následně nasaje samcův genetický materiál kloakou. K oplodnění vajíček dojde až při jejich průchodu kloakou a může být od páření časově oddálené. Spermie si udržují dlouhou životnost v její spermatéce (Rehák, 1981). Samice při kladení obvykle přilepují jednotlivá vajíčka na různé předměty ve vodě nebo je zabalují do listů vodních rostlin (Maštera et Mašterová, 2017).

Vajíčka obojživelníků jsou anamniotická, bez ochrany před vyschnutím. Chybí jim vnitřní zárodečné obaly a pevná skořápka. Vývin proto musí probíhat ve vodě nebo alespoň ve značně vlhkém prostředí. Charakteristický je tak 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 al., 1992). Pro larvy obojživelníků hraje důležitou roli sluneční osvit. Ten podporuje rozvoj jejich potravy, kterou tvoří vodní řasy a plankton (Zavadil et al., 2011).

Dospělci se ve vodě živí malými bezobratlými živočichy nebo také menšími larvami čolků a pulci. Jen výjimečně se živí také vodními řasami (Zwach, 2009). Obojživelníci na rozdíl od ostatních suchozemských obratlovců v dospělosti nepijí. Díky tenké permeabilní pokožce je u metamorfovaných jedinců voda vstřebávána především prostřednictvím kůže (Duellman et Trueb, 1994). Pokožkou může být voda získávána pouze v hypotonickém vodním prostředí, případně stykem s vodou obsaženou v substrátu. Nejsou ji však schopni přijímat ze vzdušné vlhkosti. Mohou tak existovat formy teplomilné, schopné žít v dospělosti mimo dobu páření v relativně suchých terestrických oblastech. Přes to však ke svému životu vždy potřebují stanoviště s dostatkem úkrytů a stinných míst, kde se v půdě může držet vlhkost. Část vody získávají také z potravy (Baruš et al., 1992).

Tím se dostáváme k popisu suchozemského prostředí, kde obojživelníci tráví často podstatnou část svého života (Denoël et Lehmann, 2006).

3.2.2 Terestrické prostředí

Obojživelníci tráví, dle ekologie jednotlivých druhů, často značnou část svého života v okolí vodních biotopů, tedy na souši (Denoël et Lehmann, 2006). Jak již poukazuje kapitola 3.1, toto okolí může být v mnoha případech od vodních ploch značně vzdálené. Obvykle se však většina populace vyskytuje do vzdálenosti několika stovek metrů od reprodukčního biotopu (Smith et Green, 2005). Terestrická fáze jejich života se nachází vždy mimo období páření. V suchozemském prostředí vyhledávají úkryty, obstarávají si potravu a také zde v mnoha případech zimují (Denoël et Lehmann, 2006). Vlastnosti terestrických stanovišť tak hrají v životě obojživelníků velmi důležitou roli (Joly et al., 2001; Buskirk, 2005).

Obojživelníci preferují různě staré prosvětlené smíšené či listnaté lesy až lesostepi (Ponsero et Joly, 1998; Zavadil et al., 2011) s dostatkem potravy, úkrytů a s vhodným mikroklimatem. V prostředí s pestrou mozaikou různorodých biotopů mohou být vhodná stanoviště i v poměrně otevřené krajině. Jedná se například o biotopy vlhkých luk, říční nivy, remízy, lesní cesty apod. Velmi důležité jsou zde úkryty a stinná místa, kterými mohou být haldy kamení, pařezy, nory hrabošů, suché větve a další přirozené struktury (Zavadil et al., 2011). Význam hraje i charakter biotopů v bezprostřední blízkosti vodní nádrže. Pobřežní pásmo porostlé vegetací poskytuje obojživelníkům vhodnou přístupnost a úkryty. Navíc má tato vegetace pozitivní vliv v zabránění eutrofizace nádrže splachem z okolí (Lowrance et al., 1984).

3.2.3 Komplexnost a kvalita prostředí

Obojživelníci mají poměrně omezené pohybové schopnosti. Vykazují vysokou citlivost vůči bariérám v krajině, jakými jsou silniční komunikace, zástavba nebo rozsáhlé zemědělské kultury (Ray et al., 2002; Vojar et al., 2012). Jsou vázáni na pestrou krajinu s přítomností mnoha kvalitních vodních ploch (Kabrna, 2011). Zároveň vyžadují jejich vzájemnou propojenost a spojení s rozmanitými typy terestrických biotopů. Tato prostředí v průběhu života střídají (Vojar et al., 2012). Podmínkou vysoké diverzity je z dlouhodobého hlediska také současná přítomnost různě starých biotopů (Zavadil et al., 2011). Obojživelníky lze tedy považovat za indikátory kvality a komplexnosti prostředí (Vojar et al., 2012).

Pro většinu našich druhů je optimum výskytu vázáno na stanoviště nově vzniklá nebo zmlazená nějakými disturbancemi. Na nich je druhové zastoupení obojživelníků nejbohatší. Hlavním zdrojem diverzity jsou zdánlivě ekologicky extrémní a pusté mladé vodní biotopy (Zavadil et al., 2011). Na technicky nerektifikovaných výsypkách Mostecká v rámci různě starých jednotlivých vodních ploch byla zaznamenána nejvyšší biodiverzita obojživelníků v lokalitách 10–15 let po nasypání (Vojar, 2000). Tato ranná sukcesní stadia však patří mezi nejohroženější lokality naší krajiny (Konvička et al., 2005).

Velmi významnou roli v osídlování nových vhodných stanovišť obojživelníky hraje prostupnost krajiny. Opět nám toho mohou být příkladem výsypky. Klíčový prvek kolonizace nového prostředí zde představují vodní biotopy u paty výsypkového tělesa. Můžeme je nazvat „nášlapnými kameny“ mezi ním a okolní krajinou (Vojar, 2007). Na samotných výsypkách (bez technické rekultivace) jsou si jednotlivá jezírka blízká a pro obojživelníky dobře dostupná. Například na Hornojiřetínské se do 300 m od každého jezírka nachází průměrně 18 vodních ploch, které jsou většinou také osídleny obojživelníky. Takové v „normální“ krajině vzácné prostředí dává předpoklady k úspěšnému životu jejich populací (Vojar et al., 2012). Z pohledu složitějších a kvalitních populačních struktur hrají soustavy vhodných a dostupných vodních ploch velmi důležitou roli nejen kvůli reprodukci, ale také z důvodu podpory osídlování nových lokalit (Hartel et Öllerer, 2009).

3.3 Ochranařský význam území zasažených povrchovou těžbou

Ačkoli v poslední době zaznamenává těžební aktivita nerostných surovin na území ČR určitý pokles, z historického hlediska má dlouhou tradici jako důležitá součást ekonomiky. Stále má na naši krajinu a přírodu výrazný dopad. V souvislosti s tím se stávají nedílnou součástí krajiny pozůstatky průmyslových aktivit. Tyto postindustriální stanoviště, jako jsou kamenolomy, výsypky, pískovny a štěrkovny, těžebny kaolínu, odkaliště, brownfields apod., výrazně pozměnily naši krajinu (Jongepierová et al., 2012). Raně sukcesní stadia těchto nových extrémních lokalit často slouží jako náhradní stanoviště mnoha ohrožených druhů, které pro nedostatek specifických biotopů z naší krajiny mizí (Tropek et Řehounek, 2011)

Rozloha ploch zasažených těžbou u nás dosahuje 1300 km², což je více než 1 % území ČR (Chuman, 2015). Nejrozlehlejší plochu u nás zaujímají místa narušená těžbou hnědého a černého uhlí – asi 270 km². Ty se nachází hlavně v oblastech Sokolovska, Mostecka, Kladenska a Ostravska (Řehounek et al., 2010). K rozsáhlé devastaci biotopů dochází zejména při povrchové těžbě uhlí. S ní je spojena tvorba zbytkových jam, které jsou obvykle zatápěny a výsypek, kam se ukládá nadložní materiál (Štýs, 1998).

Tato kapitola se bude nadále zabývat pouze postindustriálními stanovišti výsypek, protože právě k nim směřuje výzkum, jež je předmětem této bakalářské práce. První část kapitoly popisuje obecně výsypkové plochy, jejich vznik a následnou obnovu. Dále je věnována pozornost rozdílu mezi charakteristikami prostředí výsypek technicky rekultivovaných a sukcesních. Právě nerekulitované plochy splňují svým charakterem terestrického i vodního prostředí nároky obojživelníků, které jsou popsány výše. Na závěr se kapitola blíže zabývá zkoumanými vodními biotopy na výsypkách a zaměřuje se především na ty samovolně vznikající.

3.3.1 Výsypkové plochy a jejich vznik

Během těžby nadložních hornin dochází k úplnému zničení ekosystému. Mění se nejen geologická struktura půdy, ale také její fyzikální a chemické vlastnosti (Štýs et al., 1981; Keskin et Makineci, 2009). S nimi jsou úzce spojeny vlastnosti vod, které se zde spontánně vytvářejí. Tyto faktory jsou pro oživení výsypek často limitující (Rola et al., 2015). Negativní vliv těžby na fyzikální, chemické, hydrické i biologické vlastnosti navršené půdy, potvrdily i další výzkumy (Bradshaw et Hüttl, 2001; Shrestha et Lal, 2011).

Výsypky představují pozůstatky nadložních zemin či hlušiny po těžbě zejména uhlí a uranu. Obecně vznikají sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě nerostných surovin. Jsou tvořeny zpravidla málo propustnou jílovitou zeminou (typicky např. na Mostecku). Tyto útvary jsou zpravidla velmi rozsáhlé a zaujímají území o rozlohách stovek hektarů (Vojar et al., 2012). Jsou vytvářeny takzvanými zakladači. Tyto velké stroje sypají hlušinu způsobem, kterým vzniká systém souběžných vyvýšenin a prohlubní o různé hloubce a velikosti. Povrch výsypky je tak

výrazně zvlněný a členitý (Jongepierová et al., 2012). Tím vzniká heterogenní prostředí s bohatou geodiverzitou, která má významný vliv na následně probíhající přirozené procesy a vytvoření pozitivních podmínek pro obnovení biodiverzity (Keskin et Makineci, 2009; Řehounek et al., 2010). Hlubší deprese obvykle zaplní voda. Kombinace heterogenního terénu a jílovitého nepropustného podložního materiálu představují ideální potenciál pro vznik husté sítě rozmanitých vodních ploch, které jsou zásobovány téměř výhradně srážkovou vodou (Vojar et al., 2008). Vodním biotopům na výsypkách se podrobně věnuje celá kapitola 3.3.2.

Jakkoli realizovaná obnova těchto míst však začíná fází stabilizace povrchu, zlepšením půdních podmínek a odstraněním faktorů blokujících přirozené procesy, které vedou k navrácení funkčních vlastností degradované půdy a vzniku nového ekosystému (Bradshaw, 1997). Způsob rekultivace výsypky má zásadní vliv na podobu prostředí a její biologickou hodnotu (Holec et Frouz, 2005).

Výsypky ponechané přirozené sukcesi

Čerstvé plochy výsypek podléhají primární sukcesi, jelikož po jejich nasypání je půda zbavena živočichů i diaspor rostlin (Prach, 1987). Ponechání obnovy přirozené sukcesi je nejlevnější a nejjednodušší způsob (Řehounek et al., 2010). Po zhruba 20 letech vzniká hodnotná mozaika biotopů lesostepního charakteru a nezapojených řídkých lesních porostů přirozené druhové a věkové skladby. Prostředí s charakterem prosvětlených lesů je zde dlouhodobě stabilní (Hodačová et Prach 2003; Řehounek et al. 2010). Výše položené partie mají xerothermní charakter. Ve sníženinách a na okrajích výsypky se naopak rychle formují velmi cenné mokřady a jezírka představující vysoce příznivé stanovištní podmínky. Obvyklý je výskyt velkého množství různorodých tůní (viz obrázek 6), které jsou rychle osídlovány množstvím vodních organismů včetně mokřadní vegetace. Díky vysokému počtu jsou si navíc vodní biotopy často velmi blízké a tím dobře dostupné obojživelníkům (viz výše). Tyto mokřady a jezírka s vysokým zastoupením litorálu jsou doslova rájem pro mnoho druhů organismů (Bejček, 1982; Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010). V případě ponechání výsypek přirozené sukcesi vzniká samovolně (tedy zadarmo) široké spektrum vzácných stanovišť vhodných (nejen) pro obojživelníky. 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 6: Pestrá mozaika vzájemně propojených biotopů v různých fázích sukcese. Typický pohled na povrch sukcesní plochy výsypky. Hornojiřetínská výsypka (Vojar et al., 2012).

Běžně se zde může vyskytovat ropucha zelená, kuňka obecná (*Bombina bombina*), skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*), skokan štíhlý, velmi vzácná blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), čolek obecný, vzácný čolek velký (*Triturus cristatus*), atd. Pro ně jsou tyto plochy velice důležité, a to i v kontextu celé ČR (Vojar, 2006; Smolová et al., 2010; Doležalová et al., 2012;). Tato významná stanoviště je třeba chránit. Základem pro jejich ochranu je znalost výskytu populací jednotlivých druhů (Solský, 2008).

Výsypky rekultivované

Technická rekultivace má za cíl vrátit krajinu zpět ke způsobu využívání, jaký měla před těžbou nebo k jejímu ekonomickému, rekreačnímu či estetickému rozvoji (Jongepierová et al., 2012). Za její součást lze považovat také zatápění zbytkových jam v rámci hydrické rekultivace. Tímto způsobem vznikají antropogenní jezera, která

mohou mít důležitý význam vodního biotopu zejména v případě koexistování vedle výsypky ponechané přirozené sukcesi (blíže popsáno v kapitole 3.3.2).

Technická rekultivace terénu nastává po stabilizaci výsypkového substrátu (Jongepierová et al., 2012). Pomocí těžké mechanizace je členitý povrch výsypky přemodelován do monotónních tvarů. Zvodnělé sníženiny jsou odvodněny nebo zavezeny. Na takový povrch se obvykle naveze organický materiál, např. drcená kůra, štěpka nebo orniční vrstvy (Řehounek et al., 2010). To zpravidla podpoří šíření nežádoucích rumištních druhů (Prach, 2006). Poté se v rámci záměru vytvoření hospodářského lesa v řadách hustě nasázejí dřeviny s výsledkem jednotvárného porostu, často s nepůvodními druhy. Nebo je krajina přizpůsobena k zemědělskému využití v rámci zemědělské rekultivace (Řehounek et al., 2010). Zničené vodní plochy jsou na těchto místech nahrazeny zpravidla několika většími vodními nádržemi s retenční funkcí (viz obrázek 7) (Vráblíková et al., 2008).



Obrázek 7: Pohled na monotónní krajinu rekultivované výsypky s několika většími nádržemi. Slatinická výsypka (Vojar et al., 2012).

To vše probíhá přibližně v osmém roce po vzniku výsypky. Bohužel v té době jsou zde již zformovány cenné biotopy osídlené často ohroženými druhy živočichů a rostlin. Takovou rekultivací se biologická hodnota těchto míst zásadně snižuje, jak dokládá mnoho studií (např. Hodačová et Prach, 2003; Hendrychová et al., 2008;

Prach et Hobbs, 2008; Gremlica et al., 2011; Řehounek et al., 2010; Smolová et. al, 2010; Tropek et Řehounek, 2011; Doležalová et al., 2012; Harabiš et al., 2013; Vojar, 2016). Technická rekultivace je přitom finančně značně náročná. Cena takového zákroku je až dva miliony Kč na jeden hektar (Jongepierová et al., 2012).

Porovnání sukcesních a rekultivovaných ploch

Přirozená sukcese, resp. absence technické rekultivace vede ke vzniku pestré různorodé krajiny vzájemně propojených biotopů (viz obrázek 8), která výrazně lépe plní funkci nejen ekologickou, ale také estetickou a protierozní (Prach, 2006). Vysoký počet vodních ploch, jejich výrazná variabilita a krátká vzájemná vzdálenost, má na sukcesních výsypkách nejzásadnější význam. Oproti výsypkám rekultivovaným jsou zde jednotlivé nádrže výrazně menší, avšak jejich celková rozloha i počet ve vztahu k ploše území je značně vyšší. Díky tomu je zde zpravidla vyšší i početnost obojživelníků. Pro ně i další druhy vázané na vodní biotopy představují výsypky ponechané přirozené sukcesi významný potenciál jejich ochrany (Doležalová et al., 2012). Množství živočišných druhů, které je na nerekulitovaných plochách zhruba dvakrát bohatší než na těch upravených rekultivací, dokládá významnost takové krajiny (Smolová et al., 2010; Doležalová et al., 2012; Vojar et al., 2012; Harabiš et al., 2013). Stejně tak je to i s rostlinnými druhy. Hodačová et Prach (2003) zjistili velmi cenná stanoviště rostlin s mnoha vzácnými druhy na sukcesních plochách mosteckých výsypek. Sukcesí vzniklé přirozené ekosystémy jsou z hlediska biodiverzity a ekologické stability krajiny mnohonásobně hodnotnější (Gremlica et al., 2011). Nezanedbatelným benefitem přirozené sukcese je také fakt, že sukcesní plochy vznikají zadarmo (Prach, 2006).



Obrázek 8: Dobře pozorovatelný rozdíl mezi morfologicky členěnou sukcesní plochou výsypky (horní část obrázku) a monotónní krajinou vytvářenéou technickými rekultivacemi (dolní část obrázku) – Radovesická výsypka. (© Markéta Hendrychová).

Technické rekultivace jsou naproti tomu velmi drahé. Cena za rekultivaci se často nevyplácí ani z pohledu hospodářských lesů, které jsou obvykle produkčně chudé. Stejně to bývá také s ornou půdou nebo loukami. Terénní zásahy přitom ničí ekologický potenciál daného území. Vyskytují se zde spíše druhy, které nejsou vázané na specifické prostředí a jsou tedy poměrně běžné. Vodními biotopy jsou zde zejména rozsáhlé umělé nádrže s chybějícím litorálním pásmem vegetace, strmými břehy a bohatou rybí osádkou. Pro většinu obojživelníků jsou tyto biotopy jen těžko využitelné (Jongepierová et al., 2012). Ke stejnému závěru došel také například průzkum zabývající se vážkami (Harabiš et al., 2013). Jejich početnost a druhová rozmanitost byla na sukcesních plochách výsypek mnohem vyšší. Tato studie současně poukazuje na charakter a cennost malých vodních ploch, na které jsou vážky vázány, a které jsou pro nerekultivované výsypky typické.

Rekultivace mají své opodstatnění tam, kde jsou například toxické substráty, nebo kde je potřeba stabilizovat svahy či hydrologické podmínky z důvodu možnosti

ohrožení lidských obydlí. Mají smysl také pokud chceme získat plochu pro rekreaci, ornou půdu nebo lesní kulturu (ovšem za určitých podmínek efektivnosti) atd. Tyto účelové biotopy by však měly doplňovat celky spontánní přírody (Zavadil et al., 2011).

3.3.2 Vodní biotopy na výsypkách

Při povrchové těžbě uhlí se na nově vzniklé krajině samovolně utváří prostředí s nadprůměrným zastoupením vodních ploch. Z pohledu ČR mají výsypkové vody oproti ostatním vodním biotopům specifické vlastnosti (Přikryl, 2003). Pestrá paleta mokřadních stanovišť vzniká na živinově chudém minerálním podkladu bez vlivu chemizace zemědělství (Zavadil et al., 2011). Ve srovnání s vodami v běžné krajině zde mají jednotlivé vodní útvary mnohem větší rozpětí koncentrace rozpuštěných látek, velmi různorodou morfologii, velikost a hloubku. Příznivou vlastností je také nízká koncentrace živin. To vše dohromady přispívá k růstu biologické rozmanitosti celé oblasti a poskytuje cenná stanoviště ohroženým druhům vodních biotopů (Přikryl, 2003; Doležalová et al., 2012; Tichánek, 2014). Na severočeských výsypkách bylo například v letech 2009 a 2010 zjištěno více než 35 druhů vážek, což je asi 50 % druhů veškeré české odonatofauny. Byl prokázán výskyt celoevropsky chráněného druhu *Leucorrhinia pectoralis*, nebo taktéž celoevropsky chráněného a kriticky ohroženého šidélka *Coenagrion ornatum* (Tichánek, 2014).

Převážně malé vodní plochy na výsypkách mohou být stálé či dočasně zvodnělé. Jsou snadno ovlivnitelné okolním životním prostředím a zároveň ho samy významně ovlivňují. Podílejí se na místních mikroklimatických podmínkách. V době nadbytku srážek jsou schopny zadržet velké množství vody. V době sucha naopak poskytují významnou vodní zásobárnu a vypařováním ochlazují okolí (Campbell et Ogden, 1999).

Na výsypkách lze rozlišit několik typů vodních ploch: zvodnělé deprese, mokřady, kaluže a strouhy na lesních cestách, zatopené zbytkové jámy, suché poldry nebo umělé nádrže (Přikryl, 2003). Jednotlivé typy vod jsou dále podrobněji popsány včetně jejich významu pro organismy.

Zvodnělé deprese – tůňky a jezírka

Typickými vodními útvary na nerekulťovaných výsypkách po povrchové těžbě jsou tůňky – takzvaná nebeská jezírka (viz obrázek 9) (Zavadil et al., 2011). Z odborného hlediska se jedná o typ tůní palaeopotamnon, tedy plně odstavené od aktivního řečiště (Bufková, 2008). Vznikají samovolně zavodněním bezodtokých propadlin v reliéfu, vzniklých způsobem sypání výsypky (Peberdy, 1998). Jejich vlastnosti jsou hodně proměnlivé. Drží se v různých výškových úrovních. Mají různou kvalitu vody a různou morfologii. Často také periodicky vysychají. V případě rekultivace jsou zpravidla likvidována, v opačném případě hostí specifické druhy a chráněné organismy. Jejich ekologický charakter se postupem času mění. Okolí zarůstá vegetací a postupně se objevuje cenný litorál. Do okolí jsou často dobře začleněna. Další pozitivní vlastností je obvykle chybějící rybí osádka, která je pro obojživelníky ohrožujícím faktorem (Přikryl, 2003).

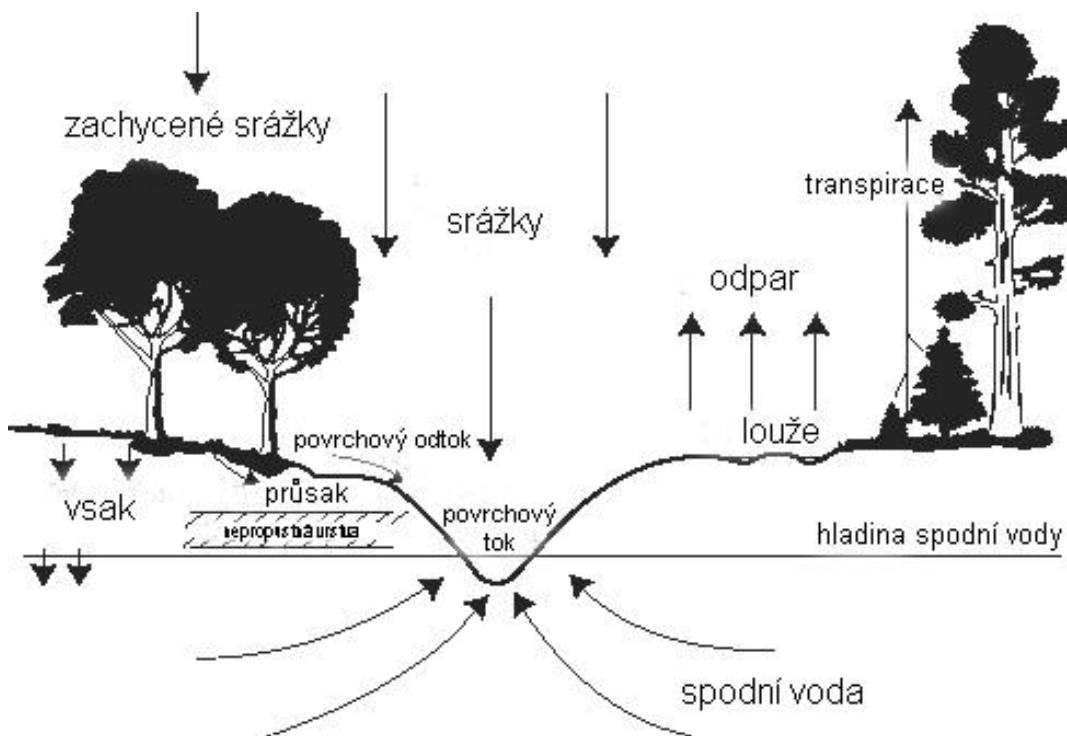


Obrázek 9: Příklad zvodnělé deprese (nebeského jezírka) na Hornojiřetínské výsypce (Foto: vlastní).

Jak už bylo řečeno, tůně a jezírka na výsypkách jsou významnými prvky v krajině a jsou zdrojem místní vysoké biodiverzity. Navíc se nacházejí ve velmi malé vzájemné vzdálenosti (Vojar et al., 2012). Biodiverzitu podporuje také jejich různorodý charakter a členitost reliéfu i vegetace okolo nich. Mají velký význam pro obojživelníky, bezobratlé, ale i pro ptáky, kteří zde vyhledávají svá hnízdiště (Hlaváč et Jermlová, 2005). Tyto malé vodní plochy jsou zásobeny dešťovou vodou, která je

zadržována díky nepropustnosti jílu tvořících výsypkový substrát. Jíly navíc zamezují většímu nežádoucímu ovlivnění fosforem a dusíkem (Zavadil et al., 2011). Množství srážek lze tedy označit za jeden z hlavních faktorů ovlivňující stabilitu vodních ploch zejména na mosteckých výsypkách, kde jsou klimatické podmínky ovlivněné srážkovým stínem Krušných hor (Divišová, 2014).

Jak znázorňuje obrázek 10, srážky jsou do určité míry zachycovány vegetací. Vodu, která se vsákne do povrchu půdy využívají rostliny. Jejich prostřednictvím se pak transpirací dostává zpět do atmosféry. Při nasycení půdy začne zůstat na povrchu a vytváří malé kaluže. Ty po povrchu postupně stékají a voda je zachycována v terénních depresích, kde vznikají tůňky. Do těch se dostávají také spodní vody živěné srážkami, které průsakem pronikly až k hladině podzemních vod (Williams, 2005).



Obrázek 10: Faktory podílející se na vzniku a stabilitě tůní a jezírek (Williams, 2005).

Čím menší jsou jednotlivá jezírka, tím více jsou ovlivněna množstvím srážek a odparem. Roli zde hraje také jejich tvar. Čím větší mají hloubku v závislosti na ploše hladiny, tím déle vydrží během ročního období naplněna vodou (Williams, 2005). Kvůli malému objemu zadržované vody jsou snadno ovlivnitelná různými faktory. Jsou velmi citlivá i na malé změny klimatu nebo v hydrologii krajiny, jako je například

změna stavu hladiny podzemních vod způsobená jejich odběrem. Velmi náchylná jsou také k poškození případným znečištěním okolního prostředí (Collinson et al., 1995). Okolí jezírka ovlivňuje také další jeho vlastnosti. Zásadní pro tůň je charakter okolní vegetace. Zastiňuje vodní hladinu a poskytuje větrnou bariéru. Tím je omezeno promíchávání vody v nádrži a dochází ke stratifikaci vodního sloupce (Pithart et al., 2000).

Tůně se obvykle vyznačují mírným sklonem břehů a malým prostorem, který hostí množství živočišných a rostlinných druhů (typicky rákos obecný (*Phragmites australis*)). Mají bohatě rozvinuté litorální pásmo s vysokou produkcí biomasy. Vodní rostliny mohou zarůst celé dno (Reichholf, 1998). Mezi vzácnější rostliny jezírek na výsypkách patří parožnatky (*Chara*) (Řehounek et al., 2010).

S tím úzce souvisí další faktor, který ovlivňuje stabilitu těchto jezírek. Postupem času dochází přirozenými sukcesními procesy k poměrně rychlému zazemňování, které způsobuje hromadící se množství odumřelé biomasy zejména litorálních rostlin, které jsou paradoxně pro obojživelníky tak důležité. Postupně pak dochází k zarůstání terénní prohlubně vegetací (Just, 2003; Hartel et al., 2009). Rychlost degradace vodní plochy je zpravidla nepřímo úměrná její velikosti a hloubce (Hartel et al., 2009). Hromadění organického materiálu je podpořeno v případě obklopení listnatými stromy. Ty svým opadem přispívají akumulaci mrtvé biomasy v tůni. Mělká jezírka v otevřeném terénu zase rychleji zarůstají mokřadní vegetací (Skácelová, 2004). 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).

Dle stálosti v průběhu roku lze dělit tůně na trvalé a periodické (Šálek, 1996). Trvalé tůně se od těch periodických liší tím, že jsou hlubší. Některé publikace uvádí jejich hloubku až 1,5 m (Šálek, 1996), jiné udávají až 2 m (Reichholf, 1998). Jsou obvykle stabilní, za extrémních meteorologických podmínek však může dojít i k jejich úplnému vyschnutí. K organismům, kteří se zde na rozdíl od periodických jezírek nacházejí, patří například vodní plži, ryby a z obojživelníků skokan skřehotavý (Merta, 2000).

Periodické tůně (neboli telmy) jsou speciálním typem tůní se specifickými vlastnostmi a faunou, která se často jinde nevyskytuje (Sukop, 1998). Jedná se o malé vodní nádržky s nestálou hladinou klesající periodicky v průběhu roku. Vodu obsahují zpravidla jen po určitou dobu. Obvykle je to několik měsíců, někdy dokonce jen několik týdnů (Hrbáček, 1966). Fáze sucha může trvat různě dlouhou dobu. Většinou je to 3–8 měsíců během léta a podzimu (Collinson et al., 1995).

Dle doby vzniku lze periodické tůně rozdělit na jarní a letní. Vznik jarních tůní je podmíněn jarním táním sněhu. K jejich vysychání dochází obvykle koncem května. Letní tůně vznikají vlivem vydatných dešťů na konci jara a voda v nich vysychá během letních měsíců (Merta, 2000). Důvodem tohoto dělení je fakt, že se oba typy tůní mohou zásadním způsobem lišit faunou, kterou hostí (Sukop, 1998).

V minulosti se periodické tůně objevovaly hlavně v údolích řek po ústupu vody, která se pravidelně vylévala z koryta. To už v dnešní době platí jen málokde, částečně díky četným vodohospodářským úpravám, které tomuto jevu zabraňují. Takovéto biotopy záplavových území řek tedy z dnešní krajiny již téměř vymizely (Sukop, 1998). Funkci těchto vzácných biotopů do jisté míry dobře suplují periodické tůňky vzniklé na výsypkách.

Tato unikátní stanoviště hostí často také unikátní organismy se specifickým způsobem života (Skácelová, 2004). Nabízí útočiště mnoha vzácným živočichům, často jsou obývány obojživelníky. Hojně je osidlují bezobratlí živočichové. Periodické tůně jsou typickým biotopem například pro žábronožku sněžní (*Siphonophanes grubii*) nebo listonoha jarního (*Lepidurus apus*). Oba druhy jsou známé svou specializovanou životní strategií (Hrbáček, 1966).

Mokřady a mokřiny

Mokřady a mokřiny tvoří v krajině přechodný prvek mezi vodními plochami a terestrickým prostředím. Hlavní rozdíl rozlišující vodní nádrže a mokřady, spočívá v prostředí, kde probíhá fixace uhlíku rostlinami. V mokřadech převládá vazba uhlíku převážně z atmosféry. Ponořené části rostlin zde v tomto směru nehrají zásadní roli. U vodních nádrží je tomu naopak. Jinými slovy za vodní ekosystémy lze považovat ty,

kde fotosyntéza probíhá zejména pod vodou, zatímco v mokřadních ekosystémech probíhá převážně na vzduchu (Pokorný, 2004). Patří sem rákosiny, vlhké zamokřené louky, mokré okolí a litorál vodních nádrží. Typickými rostlinami jsou orobinec širokolistý (*Typha latifolia*) a rákos obecný (*Phragmites australis*). Objevují se zde také vzácnější rostliny, jako jsou skřípinec dvoubližný (*Schoenoplectus tabernaemontani*) a bahnička jednoplevá (*Eleocharis uniglumis*). Mokřady nabízí přímo dokonalé podmínky pro život mnoha druhů hmyzu, obojživelníků i ptáků (Řehounek et al., 2010), jejichž druhová diverzita zde dosahuje velmi vysokých hodnot. Vodní vegetace mokřadních biotopů poskytuje úkryt i drobným savcům (Kabrna, 2011).

Mokřady mají schopnost fungovat jako přírodní filtr. Dokáží velice dobře eliminovat znečištění díky obrovské spleti kořenů vegetace. Ukládají a přeměňují mnoho biologických a chemických látek. Ve velké míře vážou oxid uhličitý do biomasy a půdy, zadržují dusík, fosfor i těžké kovy (Koç, 2008). Dokáží zlepšit aciditu i celkovou kvalitu vodní nádrže, na kterou mokřad navazuje (Yeh, 2008).

Jedná se o velmi cenné biotopy, které se na výsypce ve sníženinách poměrně rychle vytvoří. Jsou zásobeny dešťovou vodou nebo prameništěm vod podzemních (mohou být i průtočné, ty se ale na výsypkách vyskytují jen zřídka). Stejně jako u malých tůní i stabilita mokřadů je velice citlivá na změny vodního režimu v krajině (Řehounek et al., 2010). Svě okolí klimatizují množstvím vypařené vody, hlavně díky evapotranspiraci husté mokřadní vegetace (Pokorný, 2004). Intenzita výparu, kterou zvyšuje vegetace, však zároveň ovlivňuje vodní stabilitu samotného mokřadu (Vrána, 2004). Díky vysokému množství produkované biomasy je jedním z hlavních ohrožujících faktorů vlastní zameřování (Just et al., 2003).

Jezírka a mokřady u paty výsypek

Vznikají vytlačováním vody na povrch vahou samotného tělesa výsypky (Vojar et al., 2012). Jejich vznik je tedy relativně přirozený. Obvykle se vyznačují dobrým začleněním do okolní krajiny a kvalitním litorálním pásmem. Často poskytují prostředí pro rozvoj cenných společenstev vodních organismů (Příkryl, 2003). Představují velmi významný prvek kolonizace nových biotopů nerekvultivované výsypky pro obojživelníky (Vojar et al., 2012). Je pro ně charakteristický slabý, ale trvalý průtok,

který pozitivně ovlivňuje jejich stabilitu. Dalším pozitivním vlivem průtočnosti je významné zlepšování kvality vody zejména u malých vodních útvarů. Problémem větších jezírek (z hlediska využitelnosti obojživelníky) může být zarybnění a rybářské využití (Příkryl, 2003). Další vlastnosti těchto biotopů jsou shodné s výše popsányými.

Kaluže na lesních cestách a strouhy

Vznikají zavodněním sníženin, způsobených pojezdem těžké techniky po nezpevněných lesních cestách. Jsou napájeny srážkovou vodou, která je na zhutnělé půdě dobře zadržována (Kopecký et al., 2010). Zejména na Kopistské výsypce lze takovýchto starých cest s kalužemi spatřit mnoho (vlastní pozorování). Zvodnělé biotopy se objevují také ve strouhách v blízkosti cest. Ty se často vyznačují stabilnějším vodním prostředím (Maštera, 2012). Převládající hloubka se obvykle pohybuje do 0,2 m (Kopecký et al., 2010).

Ačkoli se mohou zdát bezvýznamné, jsou tyto kaluže a strouhy důležitým biotopem pro řadu živočichů. Poskytují zdroj potravy a příležitost pro rozmnožování některých čolků (např. pro čolka horského (*Ichthyosaura alpestris*)). Pro ně jsou často jediným vhodným reprodukčním biotopem v okolí (Kopecký et al., 2010). Dále je využívá kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*), skokan hnědý (*Rana temporaria*) a řada vodního hmyzu (Maštera, 2012). Mimo to jsou tyto kaluže hojně obývány juvenilními jedinci různých druhů žab (Vojar, 2016).

Mezi faktory ovlivňující stabilitu těchto vod patří především množství srážek a odpar ovlivněný také zastíněním kaluže. Hrozbou pro obojživelníky těchto biotopů především v době vývoje larev (duben až srpen) je projíždění kaluží technikou/vozidly. Ohrožujícím faktorem je případná snaha o zpevnění lesních cest. V případě struh podél cest je to dále také jejich čištění pro zachování plynulé průtočnosti (Maštera, 2012).

Zatopené zbytkové jámy

Tato rozsáhlá antropogenní jezera vznikají zatopením zbytkových jam po povrchové těžbě uhlí. U těch menších k tomu dochází obvykle samovolně, větší bývají zatopena řízeně povrchovými vodami v rámci hydrické rekultivace (Patejdl, 1974). Před vznikem je vhodné upravit vlastnosti těchto nádrží tak, aby byly mnohostranně využitelné. Jejich využitelnost pro živočichy, rostliny i člověka lze ovlivnit především vhodným modelováním morfologie břehů s dostatkem mělkých částí s litorálním pásmem a zároveň s místy vhodnými pro rekreaci (Přikryl, 2003). Vysázením rákosu či vrby lze dosáhnout stability výsypkových svahů sousedících s vodní plochou a zabránit abrazi způsobené vlněním vodní hladiny (Štýs et al., 1981). Vytvořením rozsáhlých navazujících mokřadů (zejména v oblasti případného přítoku nádrže), lze zabránit nežádoucí eutrofizaci. Litorální pásmo je zde zásadním ekologicky přínosným prvkem (Dimitrovský, 1999). Poměrně dobře nahrazují přirozená jezera. Kvalita vody se od vzniku postupně výrazně zlepšuje a hladina se stabilizuje pod úrovní přelivu. Tím jsou zatopené jámy dobře začleněny do okolního prostředí (Přikryl, 2003). Hrají důležitou roli v ovlivnění charakteru lokálního mikroklimatu. Zadržují vodu v krajině a ochlazují okolí. V některých případech mohou sloužit i jako protipovodňová opatření (Gremlica et al., 2011).

Navzdory značnému potenciálu pro vytvoření multifunkčních biotopů však bývá nedostatkem těchto nádrží nerozvinuté litorální pásmo a strmost břehů podléhajících silné erozi (Přikryl, 2003). Pro obojživelníky obvykle nejsou vhodným stanovištěm kvůli zarybnění a nedostatku litorálu (Zavadil et al., 2011). Stabilita těchto vodních ploch nebývá ohrožena klimatickými podmínkami, nicméně voda ve zbytkových jámách výrazně ovlivňuje hydrologický režim a potažmo stabilitu okolních malých vodních ploch. Napuštěním jezera výrazně stoupne hladina podzemních vod. Tyto vody změni své proudění a hledají přirozený odtok (Havlice, 2010). Pasoucí se zvěř pak může samovolně vytvářet drobné tůňky na rozbahněné půdě například u paty výsypek. Taková stanoviště následně obsazuje řada našich druhů obojživelníků, například někteří čolci, skokan hnědý, skokan štíhlý, ropucha obecná, kuňka žlutobřichá a někdy i mlok skvrnitý (Zavadil et al., 2011).

Suché a polosuché poldry a slaniska

Poldry byly vybudovány na některých výsypkách jako protipovodňová ochrana. Polosuché poldry trvale zadržují malé množství vody. Rychle se stávají stanovištěm obojživelníků a vodního ptactva. Obvykle mají charakter mokřadů. Oproti tomu suché poldry jsou celé určeny k případnému zadržení vody a mívají charakter trvalého travního porostu v podobě podmáčené louky. Z ekologického hlediska jsou nejzajímavější svými slanisky, která se zde přirozeně objevují (Příkryl, 2003). Vznikají obecně v periodických mokřadech suchých oblastí, kde výpar převyšuje zásobování vodou. V zimě a na jaře jsou slaniska pravidelně zamokřená a po zbytek roku jsou vyschlá. Typický je pro ně travnatý či bylinný pokryv, který se specializoval k životu na zasolených půdách. Také se zde nacházejí rostlinné druhy, které nejsou na slané půdy přímo vázány, ale jsou schopny je snášet. Vysoká koncentrace solí působí pro řadu organismů toxicky (Sádlo et Storch, 2000).

Ohrožujícími faktory slanisek jsou změny vodního režimu a přirozená sukcese (Sádlo et Storch, 2000). V poldrech je však často zamezeno náletu dřevin a vyšších bylin, což umožňuje dlouhodobou existenci slanisek bez dalšího managementu (Příkryl, 2003).

Odvodňovací příkopy

Jedná se o stavby uměle vybudované při vzniku výsypky za účelem odvodu vody z jejího povrchu. Mají strmé břehy, jejich průtok je kolísavý a podléhají erozi. Jsou ponechávány na výsypkách i v případě její rekultivace. V menším rozsahu v nich za jistých podmínek mohou vznikat cenná slaniska se specifickou biotou (Příkryl, 2003).

Umělé nádrže

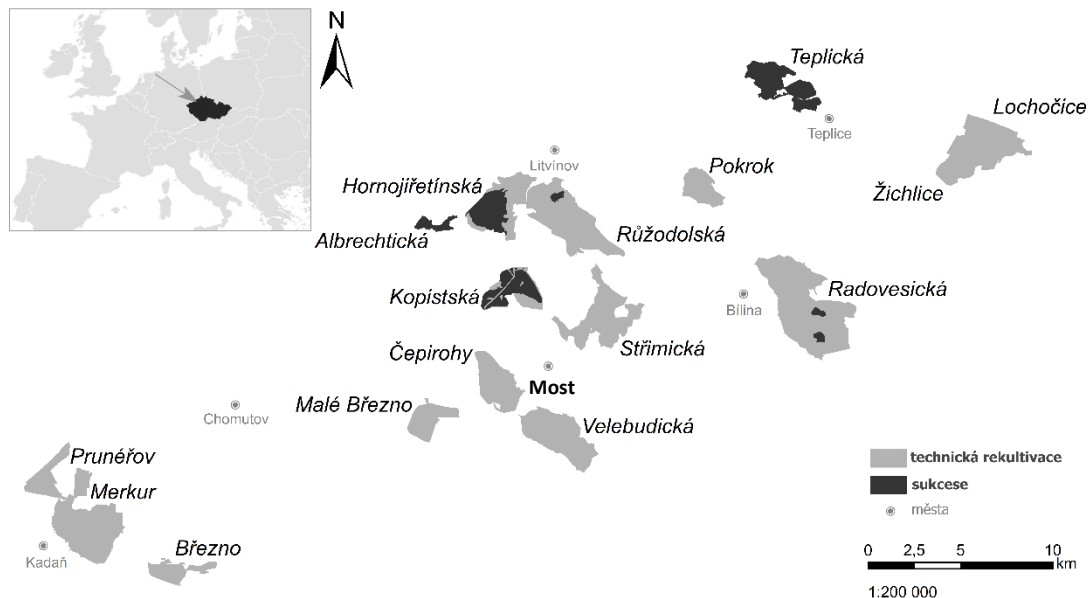
Jsou budovány obvykle především za účelem využití člověkem a obnovení funkčnosti krajiny. Nabízejí zdravotní, rekreační a sportovní funkce (Lipský, 2006). Často hostí bohatou rybí osádku a jsou vyhledávaným místem rybářů. Ryby zde mají výrazný vliv na kvalitu vody a výskyt jiných vodních organismů, kterým zarybnění často znemožňuje využití plochy. Vhodné prostředí jim však nahrazuje množství jiných vodních biotopů, které se na výsypce nacházejí (Příkryl, 2003). Břehy jsou

zpravidla strmé a neposkytují vhodné podmínky pro rozvoj litorálního pásma. Existují však i výjimky s bohatým litorálem skýtajícím perfektní útočiště vodního ptactva (Přikryl, 2003). Podobně jako zbytkové jámy, i tyto plochy významně ovlivňují vodní režim svého okolí zvyšováním hladiny podzemních ploch (Havlice, 2010).

4. Metodika

4.1 Charakteristika studijního území

Studijní území se nachází na severozápadě Čech v Ústeckém kraji v oblasti Podkrušnohoří v Severočeské hnědouhelné pánvi, která je největší těžební oblastí v ČR (Vráblíková et al., 2008). Zájmovými oblastmi jsou dvě výsypkové plochy, Hornojiřetínská a Kopistská (viz obrázek 11). Monitorovány zde byly veškeré vodní plochy (vč. těch u paty výsypky), které byly lokalizovány GPS souřadnicemi. Na obou výsypkách (na Hornojiřetínské výsypce od roku 2005, na Kopistské od roku 2008) probíhá dlouhodobý monitoring početnosti skokana štíhlého, a to sčítáním jeho snůšek na veškerých vodních biotopech.



Obrázek 11: Výsypky Severočeské hnědouhelné pánvi s vyznačením sukcesních a technicky rekultivovaných ploch. Dobře jsou vidět také obě zájmové oblasti - Hornojiřetínská a Kopistská výsypka (Doležalová et al., 2012).

4.1.1 Historie vzniku zájmového území

Ještě před popisem charakteristik současného stavu zájmového území bych rád zmínil něco k historii tohoto místa. Původně se mělo jednat jen o krátký odstavec této práce, nicméně po přečtení několika zdrojů mě tato problematika natolik zaujala, že jsem se rozhodl věnovat jí alespoň krátkou kapitolu. Jak se ukázalo, historie lokality má totiž v souvislosti s touto prací důležitý význam a znásobuje opodstatnění studií

zabývajících se významem a ochranou vodních biotopů v mostecké pánvi. Řeč je o zaniklém Komořanském jezeře.

Celou známou historii Komořanského jezera hezky shrnuje diplomová práce (Papeš, 2008). Ta sice není zaměřena na jeho biologický význam, avšak ten z popsaných charakteristik jezera krásně vyplývá.

Komořanské jezero kdysi představovalo velmi významný prvek podkrušnohorského ekosystému. Jeho dno tvořila pánev mezi Krušnými horami a Českým středohořím. Živeno bylo řekou Bílinou a horskými potoky ze svahů Krušných hor. Tyto vodní toky přinášely do jezera značné množství naplavenin. V důsledku toho bylo jezero vzhledem ke své rozloze poměrně mělké. V době největšího stavu (pravděpodobně mezi lety 500–800 n. l.) se rozléhalo na 57 km² a jeho nejdelší osa měřila 13 km. Maximální hloubka byla přitom pouhých 40 m. Sklon břehů byl velice mírný a značná část rozlohy měla charakter mokřadu. Vzhledem k těmto charakteristikám se pochopitelně často a velice výrazně měnila jeho rozloha v důsledku silného kolísání hladiny. V období dešťů nebo na jaře po tání sněhu, kdy Komořanské jezero představovalo záchytnou nádrž vody ze „střechy“ okolních pohoří, byla jeho rozloha významně větší než v období sucha, kdy naopak ustupovalo. Existuje mnoho historických záznamů o škodách způsobených záplavami rozlitého jezera (Papeš, 2008).

Lze předpokládat, že při rozsáhlých pravidelně se zaplavovaných okrajích jezera, vznikalo při ústupu vody množství malých vodních ploch, které mohly plnit funkci vhodných biotopů pro obojživelníky.

Rozloha jezera se výrazným způsobem měnila nejen v důsledku extrémních výkyvů počasí nebo sezónních podmínek, ale také v průběhu historie. Existuje záznam z roku 1831, který udává rozlohu 17,4 km², ta ale zahrnuje i okolní plochu, která byla údajně tvořena bažinami, mokřady a rákosinami. Jezero zde zarůstalo vrbami, olšemi a divokými křovinami. Samotná vodní plocha se rozprostírala na necelých dvou km², s průměrnou hloubkou asi půl metru (Papeš, 2008).

Opět si lze představit, že toto rozsáhlé prostředí okolo jezera s početným zastoupením vzájemně blízkých a často propojených vodních biotopů s bohatým

zastoupením litorálu v doprovodu s rozvolněným porostem listnatých stromů a křovin v okolí představovalo vzhledem k biotopovým nárokům obojživelníků jejich ideální stanoviště.

Plocha jezera se zmenšovala nejen přirozenou cestou, ale také vlivem člověka, který začal ve větším rozsahu kácet lesy v okolí. Následkem toho docházelo k erozi půdy a ta do něj byla odnášena vodními toky zejména při jarním tání. Jezero se tak ještě více plnilo bahnem. Ústupem hladiny se lidé více přibližovali ke břehům, kde obhospodařovali svoji půdu. Ve srážkově bohatých obdobích, kdy se voda rozlila, však byla jejich obydli zatopena a úroda zničena. V kombinaci s tím, že většinu plochy jezera v té době tvořily mokřady, které byly považovány za nehodnotné a neužitečné, se rozhodlo o vysušení a odvodnění jezera. Odvodňovací práce byly provedeny v letech 1832–1834. Poté zbyly z kdysi rozsáhlého vodního útvaru jen dvě menší jezírka, která byla zničena následnou hnědouhelnou těžbou (Papeš, 2008).

Jak je vidět, krajina mostecké pánve měla v minulosti vždy prostředí bohaté na vodu s převažujícím mokřadním charakterem. Z doby před miliony let to dokazuje i přítomnost hnědého uhlí. Avšak právě kvůli němu byla tato krajina kompletně přemodelována. Nerekultivované výsypky, které zde v důsledku těžby vznikly, představují paradoxně nový potenciál pro alespoň částečné obnovení původního charakteru krajiny, který je třeba chránit nejen pro zajištění populací ubývajících obojživelníků. Právě proto jsou výsypky mostecké pánve vhodnou studijní oblastí.

4.1.2 Současný stav zájmového území

Z klimatického hlediska území náleží do klimatické oblasti T2. V rámci ČR se jedná o teplejší oblast s nízkým srážkovým úhrnem. To je způsobeno polohou ve srážkovém stínu Krušných hor (Divišová, 2014). Český hydrometeorologický ústav udává průměrnou roční teplotu území mezi 6–8 °C a průměrný roční úhrn srážek 550–650 mm (ČHMÚ ©2017), což činí z tohoto území jednu z nejchudších oblastí na srážky v ČR. Typické jsou časté inverze (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 (Jongepierová et al., 2012). Pokryvnost území výsypek dřevinami je vzhledem ke klimatickým podmínkám poměrně nízká. 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-přírozenou antropogenní lesostepí tvořenou zejména listnatými stromy. Ta se zdá být dlouhodobě stabilní. Mezi nejčastěji zastoupené dřeviny patří především bez černý (*Sambucus nigra*), vrba jíva (*Salix caprea*), topol (*Populus* spp.), bříza bělokorá (*Betula pendula*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), růže šípková (*Rosa canina*), hloh (*Crataegus* spp.) 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. Dále existují tendence k odvodnění tůní lesními hospodáři, kteří tak chtějí oblast optimalizovat pro svou činnost. Většina výsypek je zde ohrožena snahou o pozdější opětovné přetěžení. Hrozbu představují také sportovní rybáři, jejichž snahou je vysadit ryby plůdek do všech nádrží, které to umožňují. Výskyt ryb je přitom jedním z faktorů ohrožující přežití obojživelníků (NATURE ©2017).

Celkově se dá říci, že jednotlivé cenné vodní biotopy jsou do jisté míry chráněny před zásahy člověka díky jejich 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 je její plocha bez kontaktu s přírodě blízkými ekosystémy (Vojar, 2004). Rozkládá se na území 411 ha. Při jejím zakládání v roce 1954 se předpokládalo její budoucí 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 (topol, bříza, místy modřín opadavý, dub letní, jasan ztepilý, javor mléč apod.). Zde byly místně prováděny také terénní úpravy, stejně jako na náhorní plošině (Vojar, 2004), kde byly ponechány vodní plochy o celkové výměře 16 ha. Kromě toho zůstalo celé území bez technických rekultivací. 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 bez zásahu. Tady se vytvořily 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 typické porosty třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Významným prvkem výsypky je její návaznost na svahy Krušných hor. Díky tomu se zde objevují i druhy, které nejsou pro tyto lokality typické. Jde např. o skokana hnědého a ještěrku živorodou (*Zootoca vivipara*) (Vojar, 2004). V rámci herpetofauny dosahuje největší druhové diverzity ze všech severočeských výsypek. Celkově zde byl prokázán výskyt a reprodukce šesti druhů obojživelníků a čtyř druhů plazů (Vojar, 2003).

Jezírka jsou zde proměnlivě morfologicky i velikostně členěná a břehy mají různé sklony. Vysoké množství těchto vodních biotopů, které jsou si vzájemně blízké, nabízí ideální prostředí populacím obojživelníků i plazů. Výsypka je tak významným ekosystémem celé severočeské hnědouhelné pánve (Vojar, 2004).

Kopistská výsypka

Kopistská výsypka se nachází v 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. Název získala podle bývalé obce Kopisty, která se nacházela nedaleko (Lipský, 2006).

Dobové snímky dodnes představují ukázkou devastace ekosystémů. Způsob jejího nasypání byl prezentován jako pohled na tzv. měsíční krajinu. Dnešní názor na tuto výsypku je však opačný (Kašpar, 2006). Přesto, že krajina je zcela antropogenně přemodelována, půdně, vegetačně a hydrologicky změněna, můžeme ji dnes nazvat významným ekologickým prvkem Mostecké pánve. S celkovou rozlohou 453 ha se zde jedná o největší souvislou lesní plochu (Lipský, 2006).

Na jihu výsypky bylo v roce 1976 asi 80 ha terénu technicky srovnáno pro zemědělskou rekultivaci. Půda je zde však málo úrodná a spíše se nevyužívá. Zbylá část výsypky nebyla poznamenána technickou rekultivací. Díky zachování terénních nerovností zde zůstal bohatě členěný reliéf s vysokým počtem bezodtokých sníženin. Ty se zaplnily srážkovou vodou a vzniklo množství různorodých mělkých vodních nádrží typických pro nerekultivované terénní plochy výsypek (Jaroš, 2013).

Lesnické výsadby byly prováděny od roku 1964 do členitého neupraveného terénu na ploše o celkové rozloze 295 ha (Kašpar, 2006). V průběhu rekultivačních prací narušila území výstavba 3 km dlouhého a 50 m širokého horkovodu Komořany, který 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 částí je území tvořeno také bezlesými plochami s travinnou vegetací, které zabírají asi 20 % plochy výsypky (NATURE ©2017).

Celé těleso Kopistské výsypky je dnes jednou z krajinných dominant. Je významným přírodním prvkem s výskytem mnoha druhů živočichů a rostlin (Kašpar,

2006). Cenná je především hojným zastoupením listnatých stromů, vysokým množstvím malých vodních nádrží s bohatými litorálními porosty a velmi pestrým společenstvem obojživelníků (Divišová, 2014). Hojně jsou zde zastoupeny populace skokana skřehotavého, skokana štíhlého, čolka obecného a kuňky obecné, relativně hojně se zde vyskytuje také vzácný čolek velký a ropucha obecná. Z plazů je znám výskyt užovky obojkové (*Natrix natrix*), ještěrky obecné (*Lacerta agilis*), ještěrky živorodé a slepýše křehkého (*Anguis fragilis*) (Vojar, 2004).

Toto území je považováno za jedno z nejhodnotnějších v celé Severočeské hnědouhelné pánvi. Stejně jako jiné technicky nerektifikované plochy výsypek i ona poukazuje na potenciál výskytu přírodních hodnot v post-těžebních lokalitách (Vojar, 2004; Divišová, 2014). Důkazem cennosti je její vyhlášení 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 ©2017).

Cílem ochrany PP je omezení či pozastavení sukcesních vývojových procesů v ekosystémech, zabránění postupnému zameřování, zarůstání a vysychání vodních ploch. Prioritou je zlepšení a stabilizace stavu míst vhodných k reprodukci obojživelníků. Dále ochrana okolí vodních biotopů před negativním působením člověka a ochrana vývojových stádií obojživelníků před nadměrnou predací a konkurencí ryb (Jaroš, 2013).

4.2 Sběr dat

Sběr dat probíhal na dvou výše zmíněných výsypkách. Ty byly pro monitoring vybrány z důvodu jejich nerektifikovaného stavu a ekosystémové významnosti v celé Severočeské hnědouhelné pánvi, s ohledem na značný počet vodních ploch koncentrovaných na relativně malém území. To umožní získat dostatečné množství dat pro následné srovnání.

Terénní práce jsou součástí dlouhodobého velkoplošného monitoringu snůšek skokana štíhlého (nejen) na těchto dvou výsypkách, kde je každoročně na jaře (první

polovina dubna) kontrolováno celkem cca 1000 vodních ploch. V rámci této kontroly se u každé z lokalit zjišťuje počet snůšek a podrobné parametry prostředí. Do záznamového formuláře (viz příloha 1) se kromě počtu nalezených snůšek vyplňují hodnoty jako jsou rozloha vodní plochy, maximální a převládající hloubka, procentuální zastoupení litorální vegetace, sklon břehů (mírný / strmý), míra oslunění lokality (zcela / částečně / zastíněné), kvalita vody, zarybnění (ano / ne), ohrožující faktory vodní plochy (zazemnění / vysychání / zárůst / zarybnění atd.). Dále je vždy zaznamenána 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), případné okolní provedení technické či lesnické rekultivace (ano / ne). Případně jsou zaznamenány spatřené druhy herpetofauny.

Při pravidelném jarním monitoringu jezírek pomáhám již dva roky. 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 celkové zmapování oblasti v letním období a vymezení lokalit vhodných pro další pozorování. Cílem je připravit možnost pro budoucí navázání na tento výzkum, čemuž bych se chtěl dále věnovat ve své diplomové práci.

Vlastní sběr dat, resp. letní kontroly probíhaly na přelomu července a srpna v průběhu dvou let, 2016 a 2017. Kontrola všech vodních ploch trvala v každém roce zhruba 10 dní. Pro pohyb a orientaci v terénu bylo použito zařízení GPS Garmin s nahaným mapový podklad a 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 konkrétní vodní plocha byla nalezena pomocí GPS zařízení a posléze vyfotografována. Na místě se do předem připraveného záznamového archu (viz příloha 2) zapsalo kódové označení lokality, číslo pořízené fotografie a informace o stabilitě vodní hladiny. Ta byla popsána jednou

ze tří kategorií. První kategorie prezentovala jezírka úplně vyschlá. Druhou kategorii 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. 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 managementový plán ochrannářského zásahu pro jejich udržení. U biotopů této kategorie byla dále do archu zapsána na místě odhadnutá maximální a převládající hloubka a rozloha vodní nádrže. Jezírka třetí kategorie byla dále tříděna do podkategorií M1 nebo M0. Lokalita označená jako M0 sice splňovala kritéria jezírka kategorie 3, ale nebyla příliš vhodná pro monitoring v budoucích letech. Důvodem byl obvykle extrémní zárust 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 popíše opačným extrémem, jedná se o vodní plochy, u kterých je velice dobře pozorovatelná změna stavu 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 kategorie 3, ke kterým se lze dostat a zřetelně rozeznat břehovou hranici mezi souší a vodou. Takto označené biotopy považuji za vhodné pro modelové pozorování stavu vodní hladiny v budoucích letech. Na každé lokalitě bylo také zaznamenáno případné pozorování druhů obojživelníků či plazů. Příklady konkrétních jezírek různých kategorií jsou zobrazeny v přílohách 3–10.

Celkem tedy bylo tímto způsobem monitorováno 267 vodních biotopů na Hornojiřetínské výsypce a 356 na Kopistské.

4.3 Analýza dat

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

Porovnání počtu stabilních a nestabilních vodních ploch

Cílem bylo zjistit, zda se počet stabilních a nestabilních vodních biotopů lišil mezi lety a mezi sledovanými výsypkami. Cennou informací je rovněž celkové porovnání podílu stálých a periodických vodních ploch. Za tímto účelem byly použity zobecněné log-lineární modely (GLM). Počty jezírek příslušejících k jednotlivým kombinacím kategorií sledovaných vysvětlujících proměnných (viz dále) představovaly v rámci GLM vysvětlovanou proměnnou s Poissonovým rozdělením dat (šlo o frekvence). Rok/sezóna (2016 × 2017), výsypka (Kopistská × Hornojiřetínská) a permanence vody v létě (stabilní × nestabilní vody), a především dvojně interakce těchto faktorů, byly použity jako vysvětlující proměnné (viz tabulka 2). Plný model, obsahující všechny výše uvedené hlavní faktory a jejich dvojně interakce byl dále zjednodušován metodou backward selection, tedy postupným odstraňováním neprůkazných faktorů delečními testy (Crawley, 2007). Výsledný model obsahoval pouze průkazné proměnné a jejich interakce. Ze všech vysvětlujících proměnných mě nejvíce zajímal podíl periodických a stálých 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, 0 = nestálé, vysychající vody). Vysvětlujícími proměnnými byly max. hloubka vodní plochy, její rozloha a míra oslunění vodní hladiny. Obdobně jako v předchozím případě byl plný model zjednodušován delečními testy o neprůkazné proměnné. 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 stálější vodní biotopy. Proto byly stanoveny počty vodních ploch pro následující čtyři kombinace těchto dvou vysvětlujících faktorů (permanence vody a využívání vodních ploch k reprodukci):

- stálé vodní plochy, kde byly nalezeny snůšky,
- stálé vodní plochy, kde nebyly nalezeny snůšky,
- nestálé vodní plochy, kde byly nalezeny snůšky,
- nestálé vodní plochy, kde nebyly nalezeny snůšky.

Frekvence 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.

5. Výsledky práce a diskuze

5.1 Zhodnocení počtu vysychavých a nevysychavých vodních nádrží

Výsledky analýzy zhodnocující počty vodních ploch zobrazuje tabulka 3. Z té je patrné, že celkové množství vysychajících a nevysychajících vodních biotopů (proměnná „permanence“, počítáno za oba roky i obě výsyvky dohromady) se liší. Početně převládaly nestálé vodní plochy, které v letním období vysychaly (tabulka 2). Další dvě proměnné (rok a lokalita) nám říkají pouze to, že v obou letech byl sledován stejný počet jezírek (proto nebyla proměnná průkazná, resp. $p = 1$), a že na Kopistské výsypce se nachází celkově více vodních ploch než na Hornojiřetínské. Pro výsledky této práce to však nejsou důležité ukazatele (proměnné však byly zahrnuty do modelu, abychom mohli testovat interakce, kde jsou tyto faktory přítomny).

Legenda: kv – Kopistská výsypka, hjv – Hornojiřetínská výsypka.

počet	lokalita	permanence
118	kv	ano
238	kv	ne
103	hjv	ano
164	hjv	ne

Tabulka 2: Počty vysychajících a nevysychajících vodních ploch na jednotlivých výsypkách za oba roky (2016–2017).

Zajímavější jsou další výsledky, kde již byly sledovány interakce. Konkrétně **interakce roku a permanence vody** (perm:rok), kde se prokázalo, že podíl vyschlých a permanentních vod (pro obě výsyvky dohromady) se mezi oběma lety lišil (viz obrázek 12). V roce 2016 bylo celkově 47 % vyschlých jezírek a v roce 2017 62 %. To bylo pravděpodobně dáno sušším charakterem počasí ve druhém roce sledování. Úbytek stabilních biotopů mohlo částečně ovlivnit také jejich postupné zazemňování v průběhu času.

Co se týče další sledované interakce, a to mezi **permanencí a lokalitou** (perm:lok, tedy zdali se podíl stálých a nestálých vod lišil mezi výsypkami), nebyl tento

rozdíl prokázán (viz obrázek 13). Podíl stálých a vysychajících vod byl na obou výsypkách podobný, v obou případech převažovala nestálá jezírka (tabulka 2, 3). Na Hornojiřetínské výsypce bylo z celkového počtu za oba roky pouze 33 % zvodnělých ploch, na Kopistské 39 %.

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

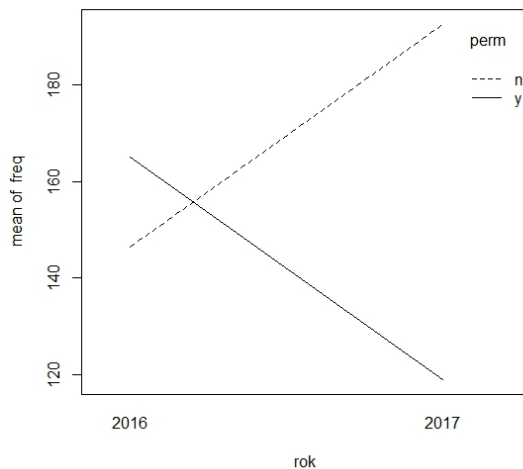
Just et al. (2003) ve své publikaci uvádějí, že tůně mohou být vlivem zanášení organickým materiálem zazemňovány rychlostí až několik decimetrů za rok. V souvislosti s tím zmiňuje, že menší jezírka vydrží zvodnělá jen po dobu několika sezón. Za stabilnější v tomto směru považuje ty, které svou hloubkou dosahují alespoň 1 m a šířkou 5 m. Hartel et al. (2009) doplňují, že rychlost degradace vodních ploch je zpravidla nepřímo úměrná jejich velikosti a hloubce. Skácelová (2004) říká, že intenzitu hromadění organického materiálu ovlivňuje také okolní prostředí. V případě obklopení listnatými stromy je tento proces podpořen jejich opadem. 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.

Legenda: perm – permanence, lok – lokalita (výsypka), rok – sezóna sledování, perm:rok – příklad interakce, zde mezi permanencí vody a rokem pozorování, df – stupně volnosti, var. – variabilita vysvětlená příslušnou proměnnou, var. (%) – podíl vysvětlené variability v procentech (celková variabilita = 65,83), p – dosažená hodnota pravděpodobnosti.

proměnná	df	var.	var. (%)	P
permanence	1	9,72	14,77 %	0,001
rok	1	0	0,00 %	1
lokalita	1	25,52	38,77 %	<10 ⁻⁶
perm:rok	1	27,49	41,76 %	<10 ⁻⁶
perm:lok	1	0,41	0,62 %	0,52
lok:rok	1	0,009	0,01 %	0,92

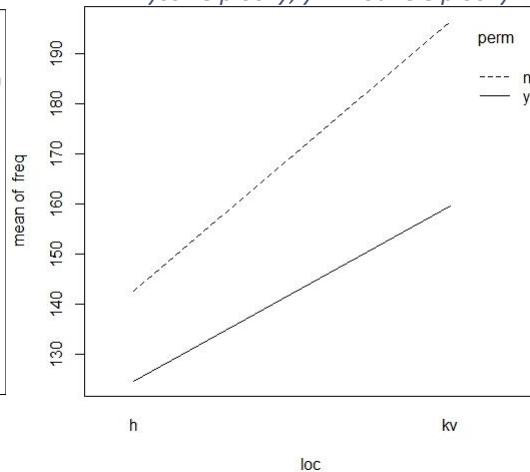
Tabulka 3: Výsledná tabulka analýzy počtů vysychavých a nevysychavých vodních ploch ve vztahu ke sledovaným faktorům.

Legenda: perm – permanence, n – vyschlé plochy, y – zvodnělé plochy.



Obrázek 12: Permanence všech vodních ploch v jednotlivých letech.

Legenda: h – Hornojřetínská výsypka, k – Kopistská výsypka, perm – permanence, n – vyschlé plochy, y – zvodnělé plochy.



Obrázek 13: Permanence všech vodních ploch na jednotlivých výsypkách.

5.2 Faktory ovlivňující stabilitu vodních ploch

Výsledky analýzy zhodnocující faktory, které ovlivňují stabilitu vodních ploch na výsypkách zobrazuje tabulka 4. Nejvýrazněji byla permanence jednotlivých tůní ovlivněna převládající výškou vodního sloupce zaznamenanou na jaře. Vysychala spíše mělká jezírka. Průměrná hloubka vysychajících ploch byla 0.5 m, permanentních 1.1 m. Dále se prokázalo, že vodní biotopy s menší rozlohou vysychají spíše. Průměrná rozloha vysychajících ploch byla 67 m². Největší vyschlé jezírko mělo na jaře rozlohu 2400 m² a hloubku 1,3 m. Tato lokalita byla v létě extrémně zarostlá rákosem. Případná chyba záznamu při letním monitoringu mohla nastat nenalezením zbytku vodní plochy z důvodu velmi obtížné přístupnosti. Průměrná rozloha permanentních ploch byla 469,2 m². Nejmenší stabilní vodní biotop měl jaře rozlohu 0,5 m². Zkreslení záznamu o stabilitě této lokality během letního období mohlo být způsobeno srážkami, které mě během monitoringu zastihly v obou letech. Terénní sníženiny tak mohly být vlivem srážek dočasně zvodněny.

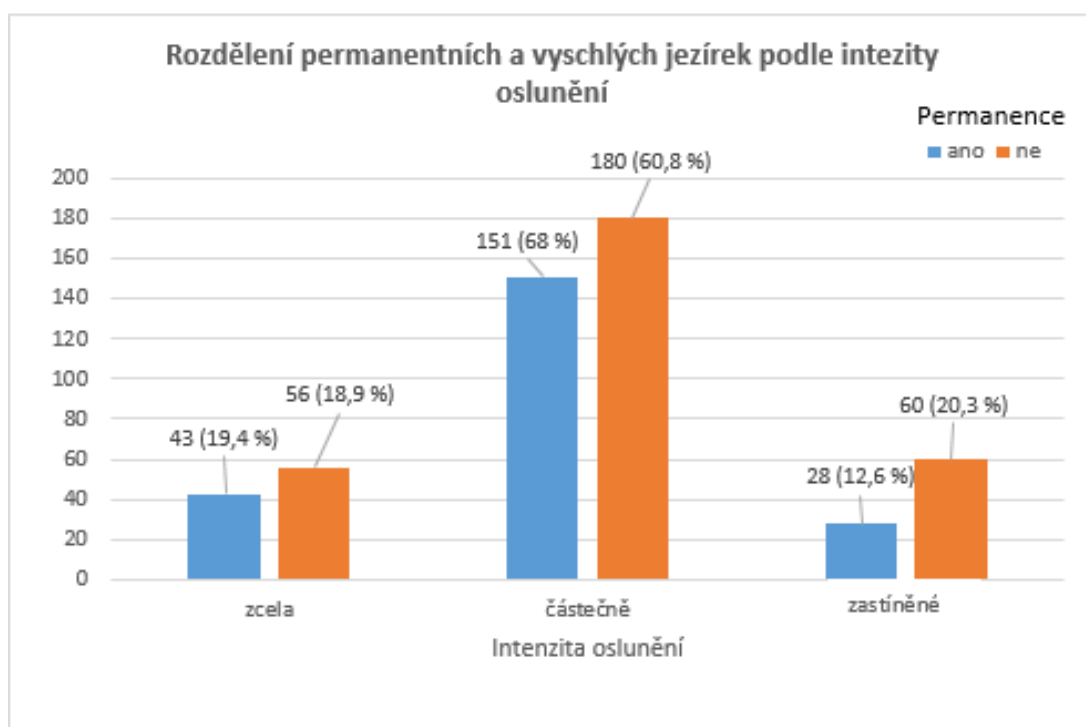
Dále byl prokázán vliv intenzity oslunění vodního biotopu na jeho stabilitu. Vysychala spíše jezírka bez oslunění, tedy zastíněná (viz obrázek 14). Byl očekáván opačný výsledek, tedy že osluněné vody budou více prohřívány a tím vzroste jejich odpar, který ohrozí jejich permanenci. Významnější je však pravděpodobně vliv

okolních dřevin, které tůním sice poskytují stín, ale zároveň jim odebírají vodu svými kořeny.

Legenda: *df* – stupně volnosti, *var.* – variabilita vysvětlená příslušnou proměnnou, *var. (%)* – podíl vysvětlené variability v procentech (celková variabilita = 708,61), *p* – dosažená hodnota pravděpodobnosti.

proměnná	df	var.	var. (%)	P
hloubka	1	74,87	10,57 %	<10 ⁻⁶
oslunění	2	14,73	2,08 %	0,002
rozloha	1	6,66	0,94 %	0,01

Tabulka 4: Výsledná tabulka analýzy počtů vysychavých a nevysychavých vodních ploch ve vztahu ke sledovaným faktorům.



Obrázek 14: Graf zobrazující rozdělení permanentních a vysychajících jezírek podle intenzity oslunění.

5.3 Vliv permanence jezírek na výběr reprodukčních nádrží pro kladení snůšek

Analýza dat jednoznačně prokázala vliv sezónní stability jezírek na výběr reprodukčních nádrží skokanem štíhlým ke kladení snůšek ($df = 3$, $p < 10^{-6}$). 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 % (tabulka 5). Skokani štíhlí kladli snůšky mnohem více do permanentních (myšleno do doby metamorfózy pulců) vodních ploch, které volili v 63,9 % případů.

		Snůšky	
		ano	ne
Permanence	ano	106 (49,8 %)	107 (50,2 %)
	ne	60 (19,2 %)	252 (80,8 %)

Tabulka 5: Počty permanentních a vysychajících 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 snůšek na daném řádku.

Ani podíl využívání periodických vod skokany štíhlými se nezdá být úplně zanedbatelný. 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. Výsledky této práce jsou v souladu s výzkumem Vignoli et al. (2007), kteří zjistili, že skokan štíhlý kladl snůšky jak ve stabilních, tak i v dočasných jezírkách.

Jiné studie ukazují, že mnoho obojživelníků volí pro reprodukci selektivně periodická jezírka, která na rozdíl od permanentních nehostí predátory (zejména ryby) (Matthew et al., 2018). V našem případě by mohl být výběr stabilnějších ploch odůvodněn často chybějící rybí osádkou v jezírkách zájmových výsypek. Matthew et al. (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.

Prozatím byla sledována jen prezence a absence snůšek skokana štíhlého v monitorovaných biotopech. V dalších letech by bylo zajímavé zjistit, jestli se liší průměrné počty snůšek mezi permanentními a nestálými vodami. Výsledky by mohli napomoci efektivní ochraně (nejen) tohoto druhu na výsypkách. Dle nich můžeme cíleně vytvářet vhodné biotopy nebo ty vhodné zachovávat a ty méně vhodné upravovat.

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 (zemědělství, výstavba, průmysl) z krajiny mizí. Na druhou stranu některé lidské aktivity, např. těžba nerostných surovin, vytváří pro obojživelníky na výsypkách či v lomech nové vhodné biotopy.
- Aby bylo možné (nejen) obojživelníky na těchto antropogenních biotopech efektivně chránit (tj. zachovávat či v rámci rekultivací vytvářet vhodné biotopy), je nutné znát nároky na prostředí cílových druhů. Z těchto důvodů probíhá v rámci dlouhodobého projektu na mosteckých výsypkách monitoring početnosti skokana štíhlého a studium jeho biotopových preferencí.
- Jedním z faktorů, který výskyt zmíněného modelového druhu obojživelníka může ovlivnit, je i stabilita vodních ploch. Tento parametr však doposud sledován nebyl, a informace o stabilitě vodních ploch na výsypkách tak byly nedostatečné.
- Proto bylo cílem praktické části předkládané bakalářské práce zjistit podíl nestabilních (tj. v létě vysychajících) a permanentních vodních ploch na dvou výsypkách s největším počtem zjištěných vodních biotopů (Kopistská a Hornojiřetínská výsypka, celkem přes 600 vodních ploch) včetně porovnání těchto počtů mezi výsypkami a jednotlivými lety pozorování (2016 a 2017). Dále jsem ověřoval hypotézu, že stabilita 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 snůšek (popř. jaký je podíl periodických vod využívaných ke kladení).
- Na základě intenzivního monitoringu vlastností a permanence více než 600 vodních ploch na dvou výsypkách Mostecka v letech 2016 a 2017 jsem zjistil,

že na obou výsypkách převažují periodické vodní plochy (67 % na Hornojřetínské, 61 % na Kopistské). Podíl periodických a stálých vod se lišil mezi sezónami (v sušší sezóně 2017 byl vyšší), nikoliv však mezi výsypkami.

- Bylo dále potvrzeno, že stabilitu vodních ploch pozitivně ovlivňuje jejich hloubka a rozloha. Větší a hlubší jezírka vysychala méně, a naopak. Nicméně v tomto ohledu existuje značná variabilita (permanентní zůstávaly i některé zcela drobné vody, a naopak i relativně hluboké tůně vysychaly).
- Dále jsem zjistil, že skokan štíhlý upřednostňuje ke své reprodukci permanentní plochy. Jeho snůšky byly nalezeny zhruba v polovině stálých vod, zatímco u periodických pouze u 20 % z nich. Byť jde i tak o dost vysoký podíl nádrží, kde nebyla úspěšně dokončena reprodukce, v prostředí výsypek je dostatečné množství stálých biotopů, která zde zajišťují perspektivu populací obojživelníků.
- V rámci navazující diplomové práce bych rád rozvinul studii o další pozorování počtů snůšek, tj. jestli se jejich počet v průměru liší mezi permanentními a nestálými vodami. Rád bych pokračoval komplexní analýzou nároků skokana štíhlého na prostředí a zahrnul zde i permanenci vod, jako jeden z faktorů (vysvětlující proměnná). Vysvětlovanou proměnnou budou již počty snůšek. Pracovní otázkou by bylo, jaké vlastnosti vodních ploch na sledovaných výsypkách jsou preferovány skokanem štíhlým při výběru jeho reprodukčních biotopů.
- Výsledky této práce mohou být využitelné pro praktickou ochranu obojživelníků těchto antropogenních biotopů. V rámci rekultivací by měly být vytvářeny biotopy vhodných parametrů, příp. by měly být ponechávány cenné části výsypek přirozené sukcese. Jen tak bude možné využít značný biologický potenciál těchto území, který je bohužel doposud většinou promarňován důsledným uplatňováním technokratického postupu obnovy těžbou dotčených ploch.

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
- 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: 151–157.
- Baruš V., Oliva O. (eds), 1992: Obojživelníci – Amphibia. Fauna ČSFR. Academia, Praha.
- 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.
- Bradshaw A. D., 1997: Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255–269.
- Bradshaw A. D., Hüttl R. H., 2001: Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecological Engineering* 17: 87–90.
- Bufková I., Rydlo J., 2008: Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních ramen horní Vltavy. *Vimperk, Silva Gabreta* 14 (2): 93–134.
- Buskirk J. V., 2005: Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86 (7): 1936–1947.
- Campbell C. S., Ogden M. H., 1999: *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. John Wiley et Sons, New York.
- 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. 2017-03-04], dostupné z: <http://portal.chmi.cz>.
- Denoël M., Lehmann A., 2006: Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biological Conservation* 130 (4): 495–504.
- Dimitrovský K., 1999: Zemědělské, lesnické a hydrické rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 66 s. ISBN 80-7271-065-6.
- Divišová M., Mazurová I., Nosková M., Dobiáš D., 2014: Územně analytické podklady ORP Most. Magistrát města Mostu, Most.
- Dobroruka L., Daniel M., 1953: Skokan štíhlý (*Rana dalmatina* Bon.) v Krušných horách. Čas. Národní muzeum, odd. příroda, Praha.
- 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., 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 Amhíbians and Reptiles in Europe*. Réédition. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 520.
- Gosner K. L., 1960: A simplifield table for staging anuran ambryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica*, 16: 183–190.
- Gremlica T., Cílek V., Vrabec V., Farkač J., Frouz J., Godány J., Lepšová A., Přikryl I., Rambousek P., Sádlo J., Starý J., Straka J., Volf O., Zavadil V., 2011: Rekultivace a management nepřírodních biotopů v České republice: Závěrečná zpráva za celé období řešení projektu 2007–2011 (online), dostupné z <http://www.ekopolitika.cz/cs/publikace/publikace-uep/vav-sp-2d1-141-07-rekultivace-a-management-neprirodnich-biotopu-v-ceske-republice-/view.html>
- 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., 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(1): 53–59.
- 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.
- Havlice M., 2010: Rekultivace důlních brownfieldů a jejich dopad na stávající sídla. In: Člověk, stavba a územní plánování IV. ČVUT v Praze, Fakulta stavební, 47–54. ISBN 978-80-01-04538-1.
- 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.
- Hlaváč V., Jermlová B., 2005: Tůně a umělé drobné vodní plochy v regionu Vysočina. *Ochrana přírody*, 60 (9): 276–279.
- 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.
- Chuman T., 2015: Místa bývalé těžby jako objekty ochrany přírody. In: Řehounek J., Řehouneková K., Tropek R., Prach K. (eds): *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.
- 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.
- Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds), 2012: *Ekologická obnova v České republice*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Just T., Šámal V., Dušek M., Fischer D., Karlík P., Pykal J., 2003: *Revitalizace vodního prostředí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Kabrna M., 2011: Studies of land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies* 4: 59–69.
- 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., Ogradowczyk 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>
- Keskin T., Makineci E., 2009: Some soil properties on coal mine spoils reclaimed with black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and umbrella pine (*Pinus pinea* L.) in Agacli-Istanbul. *Environmental Monitoring & Assessment* 159: 407–414.
- Koç C., 2008: The Influence of Drainage Projects on Environmental and Wetland Ecology. *American Institute of Chemical Engineers Environmental Progress* 27 (3): 353–364.
- Konvička M., Beneš J., Čížek L., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc.
- Kopecký O., Vojar J., Denoël M., 2010: Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia* 31 (1): 109–116.
- Lác J., 1959: Rozšíření skokana dlhonohého (*Rana dalmatina* Bon.) na Slovensku a poznámky k jeho bionómii. *Biológia* 14: 117–134.
- Lesbarrères, D., Merilä, J., Lodé, T., 2008: Male breeding success is predicted by call frequency in territorial species, the agile frog (*Rana dalmatina*). *Canadian Journal of Zoology* 86: 1273–1279.
- Lipský Z., 2006: Transformation of the Kopistská Dump to Regional Biocentre. *Životní prostředí* 40 (4): 200–205.
- Lowrance R. R., Todd R. L., Asmussen. L. E., 1984: Nutrient Cycling in an Agricultural Watershed: I. Phreatic Movement *J. Environ, Qual* 13: 22–27.
- Maštera J., 2012: Ohrožené biotopy v hospodářských lesích – Jak v lese hospodařit šetrně (nejen) k obojživelníkům. *Ochrana přírody* 2012 (3): 12–14.
- 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. 2017-02-08], 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>
- Patejdl C., 1974: Agricultural reclamation of spoil banks and areas disturbed by industrial activities. Výzkumný ústav meliorací, Praha.
- 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.
- Pintar M. R., Resetarits Jr. W. J., 2018: Variation in Pond Hydroperiod Affects Larval Growth in Southern Leopard Frogs, *Lithobates sphenoccephalus*. *Copeia*, 106 (1): 70–76.
- Pithart D., Pechar L., Hrbáček J., 2000: Fenomén tůň: úvod do morfologie, hydrologie a limnologie. In: Pithart, D. (ed.), 2000: Ekologie aluviálních tůň a říčních ramen. Sborník příspěvků konference v Lužnici u Tábora, Botanický ústav AVČR: 9–12.
- Pokorný J., 2004: Wetlands – Mokřady. In: ČZU, ČVUT, ČSSI Sborník referátů ze semináře: Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů. 24. března 2004: 2–4.
- 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.
- Prach K., 1987: Succession of vegetation on dumps from brown coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339–354.
- Prach K., 2006: Příroda pracuje zadarmo. *Vesmír* 85: 272–277.
- Prach P., Hobbs J.R., 2008: Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology*. 16: 363–366
- Příkryl I. 2003: Vody vznikající v souvislosti s těžbou uhlí. Sborník z konference Hnědé uhlí. Most.
- 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/>.
- Ray N., Lehmann A., Joly P., 2002: Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation* 11 (12): 2143–2165.
- Rehák I., 1981: Svatební tance našich čolků. *Živa*, Praha, 29: 67–69.

- Reicholf J., Čihař J., 1998: Pevninské vody a mokřady: ekologie evropských sladkých vod, luhů a bažin. Ikar, Praha. ISBN 80-7202-185-0.
- Rola K., Osyczka P., Nobis M., Drozd P., 2015: How do soil factors determine vegetation structure and species richness in post-smelting dumps? *Ecological Engineering* 75: 332–342.
- Řehounek J., Řehounková K., Prach K., 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Sádlo J., Storch D., 2000: Biologie krajiny: biotopy České republiky. Vesmír, Praha. ISBN 80-85977-31-1.
- Shrestha R. K., Lal R., 2011: Changes in Physical and Chemical Properties of Soil after Surface Mining and Reclamation. *Geoderma* 161: 168–76.
- Skácelová O., 2004: Flóra sinic a řas tůní 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.
- Smith M. A., Green D. M., 2005: Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: Are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28 (1): 110–128.
- 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.
- Solský M., 2008: Populační dynamika a biotopové preference skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojiřetínské výsypce. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. (Diplomová práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.
- Solský M., Somolová D., Doležalová J., Šebková K., Vojar J., 2014: Clutch Size Variation in Agile Frog *Rana dalmatina* on Post-Mining Areas. *Polish Journal of Ecology*, 62 (4): 789–799.
- Sukop I., 1998. Aplikovaná hydrobiologie. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno. ISBN 80-7157-290-X.
- Štýs S., 1998: Návraty vypůjčených krajín. Bílý slon, Praha.
- Štýs S., Kostruch J., Neuberg Š., Pařízek J., Patejdl C., Smolík D., Špiřík F., Thiele V., Toběrná V., Vesecký J., 1981: Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL, Praha.

- Thierry L., 2009: Mating strategies and monogamy in territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*: a result of sexual conflict? *Alytes*, 27 (2): 37–48.
- 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.
- 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 Mostecka. 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 výsypků 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.
- Williams D. D., 2005: The Biology of Temporary Waters. Oxford: Oxford University Press, USA. ISBN 0198528124.
- Yeh T. Y., 2008: Removal of Metals in Constructed Wetlands: Review. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management 12: 96–101.
- Zavadil V., 1984: Hlasy a biologie žab v době rozmnožování 1. Naší přírodou, 4: 20–21.
- Zavadil V., 1986: Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování. Živa, 4: 150–151.
- Zavadil V., 1997: Zur Verbreitung, Biologie und zum Status des *Rana dalmatina* in der Tschechischen Republik mit Anmerkungen zur Bionomie aus der Slowakei. Rana, Sonderheft, Rangsdorf, 2: 45–58.
- 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.
- Zwach I., 2009: Obojživelníci a plazi České republiky. Grada, Praha.

8. Přílohy

Datum a čas kontroly: 16¹⁵ 10.4.2016

KARTA LOKALITY A NÁLEZŮ Číslo fotky: 162055 Číslo lokality: K225

Souřadnice dle GPS: N E

Charakteristika lokality

Velikost /m²/ změněná na místě 500m² dle GIS
do 20 m² do 100 m² do 500 m² do 5000 m² nad 5000 m²

Hloubka maximální (odhad - změněná) 2,5m převládající (odhad - změněná) 1,45m

Litorál / m² % 70 % m² zcela částečně bez

Sklon břehů mírný strmý částečně bez

Oslunění zcela částečně zastíněné

Kvalita vody dobrá špatná pozn.....

pH 7,76

Konduktivita 0,961

Zarybnění ano pravděpodobně ne

Ohrožující faktory zazemnění vysychání zárůst zarybnění ostatní.....

Charakteristika okolí

Převládající prostředí (do 50 m) TTP lesostep zapojené porosty rákosiny
jiné

Rekultivace technická ne lesnická ne

Zaznamenané druhy

RD snůšky (počet) 22 stav čerstvé protáhlé / pohyblivé - vykulené - rozplavané

Ostatní druhy	počet (O-SP)	stádium	metoda
<i>Col. Lygaeus melgaria</i>	1x	M	oleo
<i>Telophyes</i>	1x	Adult	oleo
.....
.....

Poznámky

Příloha 1: Příklad vyplněného záznamového listu k jednomu jezírku z jarního monitoringu.

2

výspka KV datum 30.7.2016

fotoap KAMERA GPS GARMIN 144

číslo lok	kat I	kat II	kat III	hloubka	rozloha	č fotky	poznámka
K214K11			x	0,3/0,1	6	0004	M1
K212			x	0,03/0,01	9,8	0005	M1
K213			x	0,02/0,01	2	0006	M1
K21264	x					0007	
K21265			x	0,2/0,1	7	0008	M1
K21266			x	0,1/0,05	1	0009	M1
K215			x	0,02/0,01	4510	0010	M1
K246	x					0011	
K244		x				0012	
K248			x	0,02/0,01	0,6	0013	M1
K244	x					0014	
K21262			x	0,5/0,1	6	0015	M0
K213		x				0016/0017	
K242		x				0018	
K21263	x					0019	
K241		x				0020	
K21258		x				0021	
K21259	x					0022	
K21260	x					0023	
K21257		x				0024	SKAN 07/10/14 - D
K2119		x				0025	
K213001		x				0026	
K2009			x	0,3/0,1	7	0027	M1
K20 K234							= K2009
K210	M1	x				0028	
K2142		x				0030	
K2141	x					0031	
K21011	x					0032	
K2138			x	0,1/0,1	30	0033	KUŇKA ORECNA M1
číslo lok	kat I	kat II	kat III	hloubka	rozloha	č fotky	poznámka

Příloha 2: Příklad vyplněného záznamového listu z letního monitoringu. Každý řádek představuje jednu vodní plochu a příslušné charakteristiky. Význam kategorií je podrobně popsán v kapitole 4.2.



Příloha 3: Příklad stabilního jezírka (kategorie 2) z letního monitoringu – Kopistská výsypka.



Příloha 4: Příklad jezírka kategorie 3 (podrobně popsáno v kapitole 4.2) z letního monitoringu – Kopistská výsypka.



Příloha 5: Jezírko K020 z jarního monitoringu 2016 – Kopistká výsypka.



Příloha 6: Jezírko K020 (stejně jako výše) z letního monitoringu 2016 – Kopistká výsypka.



Příloha 7: Příklad stabilního jezírka (kategorie 2) z letního monitoringu – Hornojiřetínská výsypka.



Příloha 8: Příklad jezírka kategorie 3 (podrobně popsáno v kapitole 4.2) z letního monitoringu – Hornojiřetínská výsypka.



Příloha 9: Jezírko 146 z jarního monitoringu 2017 – Hornojiřetínská výsypka.



Příloha 10: Jezírko 146 (stejně jako výše) z letního monitoringu 2017 – Hornojiřetínská výsypka.