

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Monitoring výskytu obojživelníků v území rekultivací
Severočeských dolů**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Iva Princová

Program studia: Zemědělství a rozvoj venkova

Vedoucí práce: doc. Mgr. Vladimír Vrabec, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Monitoring výskytu obojživelníků v území rekultivací Severočeských dolů" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14. dubna 2022

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Mgr. Vladimíru Vrabcovi, Ph.D. za vedení této práce, za jeho čas, který mi věnoval, za cenné rady a trpělivost. Rovněž bych chtěla poděkovat mému manželovi Martinovi, který mě po celou dobu podporoval a vytvářel mi podmínky pro práci.

Monitoring výskytu obojživelníků v území rekultivací Severočeských dolů

Souhrn

Hlavní příčinou poklesu stavů obojživelníků je ztráta a fragmentace stanovišť. Povrchová těžba uhlí se v Severočeské uhelné pánvi významně podílela a nadále podílí na zániku biotopů. K obnově post-těžebních oblastí byly převážně využity klasické rekultivační postupy včetně technické rekultivace, což vedlo ke vzniku krajiny s menším množstvím větších vodních útvarů, které obojživelníkům mnohdy neposkytují vhodné podmínky k životu.

Za účelem podpory výskytu obojživelníků v rekultivované krajině bylo v letech 2013 až 2019 na území Dolu Bílina a Dolů Nástup Tušimice vybudováno několik desítek menších tůní, z nichž bylo v rámci této práce monitorováno celkem 52 tůní. Při pravidelných návštěvách byl zjišťován výskyt jednotlivých druhů a vývojových fází obojživelníků. Mé úsilí směřovalo k ověření, zda byla přijatá opatření úspěšná, zda osídlování tůní probíhá postupně a jaká je denzita druhu *Pelophylax ridibundus*.

Na území Dolu Bílina byl zjištěn výskyt 8 druhů obojživelníků (*Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Bombina bombina*, *Pelophylax ridibundus*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Lissotriton vulgaris* a *Triturus cristatus*), bylo zde osídleno 82,4 % tůní a v 55,9 % tůní se obojživelníci rozmnožovali. Na území Dolů Nástup Tušimice bylo zjištěno 5 druhů obojživelníků (oproti DB chyběly druhy *Bufo viridis*, *Bombina bombina* a *Rana dalmatina*), osídleno bylo 87,5 % tůní a 43,8 % tůní sloužilo k rozmnožování. Hypotéza předpokládající rozdíly v osídlení tůní podle jejich stáří byla zamítnuta a neplatí tedy, že starší tůně hostí více druhů obojživelníků, jak bylo předpokládáno. Odhadnutá denzita druhu *Pelophylax ridibundus* se mezi zkoumanými lokalitami významně nelišila. Neexistuje rozdíl mezi hustotou populací *Pelophylax ridibundus* v tůních vybudovaných v rekultivované krajině a v krajině, která nebyla přímo dotčena těžbou.

Výsledky práce ukazují, že budování tůní je vhodným opatřením podporujícím výskyt obojživelníků v rekultivované krajině. Předpokladem je, že budované tůně splňují požadavky obojživelníků na vodní stanoviště. Takové vodní útvary mohou být pro obojživelníky stejně vhodné jako ty, které vznikly přirozeným způsobem. Výstavba náhradních stanovišť v souladu s potřebami nejohroženějších druhů podporuje druhovou diverzitu obojživelníků v krajině.

Klíčová slova: obojživelníci, výskyt, denzita, osídlení, náhradní stanoviště

Monitoring the occurrence of amphibians in the area of reclamation of Severočeské doly

Summary

Habitat loss and fragmentation is the main cause of amphibian declines. Surface coal mining in the North Bohemian Coal Basin has contributed and continues to contribute significantly to habitat loss. Conventional reclamation practices, including technical reclamation, have been predominantly used to restore post-mining areas, resulting in a landscape with fewer and larger water bodies that often do not provide suitable habitat for amphibians.

In order to support the occurrence of amphibians in reclaimed landscapes, several dozen smaller ponds were constructed between 2013 and 2019 at the Bílina Mine and Tušimice Nástup Mine, of which a total of 52 ponds were monitored as part of this work. During regular visits, the occurrence of individual species and developmental stages of amphibians was surveyed. My efforts were aimed at verifying whether the measures taken were successful, whether the colonisation of the ponds was gradual and what the density of *Pelophylax ridibundus* was.

In the area of Bílina Mine, 8 amphibian species (*Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Bombina bombina*, *Pelophylax ridibundus*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Lissotriton vulgaris* and *Triturus cristatus*) were found to occur, 82.4 % of the ponds were colonised and 55.9 % of the ponds were breeding. Five amphibian species were found in the area of the Nástup Tušimice Mine (compared to the Bílina Mine, the species *Bufo viridis*, *Bombina bombina* and *Rana dalmatina* were absent), 87.5 % of the ponds were inhabited and 43.8 % of the ponds were used for breeding. The hypothesis assuming differences in pond colonisation according to age was rejected and therefore it is not the case that older ponds host more amphibian species as assumed. Estimated densities of *Pelophylax ridibundus* did not differ significantly between the study sites. There is no difference between the density of *Pelophylax ridibundus* populations in ponds built in reclaimed landscapes and in landscapes that have not been directly affected by mining.

The results of this study indicate that pond building is a suitable measure to promote amphibian occurrence in reclaimed landscapes. The assumption is that constructed ponds meet the aquatic habitat requirements of amphibians. Such water bodies may be as suitable for amphibians as those created naturally. The construction of alternative habitats in accordance with the needs of the most endangered species supports the species diversity of amphibians in the landscape.

Keywords: amphibians, occurrence, density, colonization, alternative habitats

Obsah

1	Úvod	8
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	9
3	Literární rešerše	10
3.1	Obojživelníci ČR	10
3.1.1	Taxonomický přehled	10
3.1.1.1	Ocasatí (Caudata)	10
3.1.1.2	Žáby (Anura)	10
3.1.2	Ochrana obojživelníků	11
3.1.2.1	Legislativa	11
3.1.2.2	Národní červený seznam	11
3.1.3	Biotopy	11
3.1.4	Pohybové vzory obojživelníků	12
3.2	Ohrožení obojživelníků	13
3.2.1	Globální příčiny ohrožení obojživelníků	13
3.2.2	Příčiny ohrožení obojživelníků v ČR	15
3.3	Praktická ochrana obojživelníků	16
3.3.1	Budování náhradních stanovišť	18
3.3.1.1	Vodní stanoviště	18
3.3.1.2	Terestrická stanoviště	19
3.3.1.3	Volba lokality	20
3.3.2	Management náhradních stanovišť	20
3.3.3	Ověření úspěšnosti provedených opatření	21
3.4	Využití potenciálu post-těžebních oblastí k ochraně obojživelníků	22
3.4.1	Povrchová těžba uhlí a její dopady na krajinu	22
3.4.1.1	Výsypky	22
3.4.2	Obnova krajiny	23
3.4.2.1	Klasické rekultivační postupy	23
3.4.2.2	Přirozená obnova	25
3.4.2.3	Propojení klasických rekultivačních postupů s přirozenou obnovou	26
3.4.3	Obojživelníci v krajině narušené těžbou	27
4	Metodika	30
4.1	Charakteristika oblasti	30
4.1.1	Doly Bílina	30
4.1.2	Doly Nástup Tušimice	34
4.2	Metody terénní práce a determinace druhů	37
4.2.1	Pracovní postup při návštěvě tůní	37
4.2.2	Determinace jedinců	38
4.3	Vyhodnocení dat	38

5	Výsledky	40
5.1	Zjištěné druhy a jejich výskyt dle lokality	40
5.1.1	Obojživelníci	40
5.1.2	Predátoři obojživelníků.....	42
5.2	Tůně.....	42
5.3	Výsledky statistických vyhodnocení	45
5.3.1	Porovnání lokalit na základě denzity skokanů skřehotavých	45
5.3.2	Početnost populace skokana skřehotavého v závislosti na využití krajiny....	47
5.3.3	Podobnost tůní podle Jaccardova koeficientu	49
5.3.4	Ověření závislosti počtu zjištěných druhů na stáří tůně	49
5.3.4.1	Výsledky Doly Bílina	49
5.3.4.2	Výsledky Doly Nástup Tušimice.....	50
5.4	Významné druhy	51
6	Diskuze.....	52
6.1	Zjištěné druhy, druhová diverzita	52
6.1.1	Porovnání lokalit na základě denzity skokanů skřehotavých	53
6.1.2	Početnost populace skokana skřehotavého v závislosti na využití krajiny....	54
6.1.3	Diverzita dle Jaccardova koeficientu.....	55
6.2	Ověření závislosti počtu zjištěných druhů na stáří tůně.....	56
6.3	Zhodnocení provedených kompenzačních opatření.....	56
6.4	Podpora výskytu obojživelníků v důlní krajině	58
7	Závěr	61
8	Doporučení pro praxi	62
9	Literatura	63
10	Seznam obrázků, grafů a tabulek v textu.....	70
11	Samostatné přílohy	I
11.1	Příloha I – Přehled tůní Bílina	I
11.2	Příloha II – Přehled tůní Tušimice	II
11.3	Příloha III – Zaznamenaná pozorování Bílina	III
11.4	Příloha IV – Zaznamenaná pozorování Tušimice.....	X
11.5	Příloha V – Výsledky Jaccardova koeficientu	XIV
11.6	Příloha č. VI – Denzita skokanů skřehotavých v jednotlivých tůních.....	XVI

1 Úvod

Obojživelníci jsou celosvětově jednou z nejohroženějších skupin živočichů (Trochet et al., 2014) a jejich populace neustále klesají (Allentoft & O'Brien, 2010). Tento trend se nevyhýbá ani území České republiky (Mikátová & Vlašín, 2002). Obojživelníci v krajině ubývají především v důsledku ztráty stanovišť a s tím související fragmentací krajiny (Alford & Richards, 1999; Beebee & Griffiths, 2005; Brown et al., 2012; Collins & Storfer, 2003; Cushman, 2006; Gallant et al., 2007; Hartel et al., 2007; Nowakowski et al., 2017; Smith & Green, 2005; Storfer, 2003; Stuart et al., 2004; Trochet et al., 2014), ke kterým dochází především v důsledku lidské činnosti.

Dopady lidské činnosti na krajinu lze dobře dokumentovat v oblasti Severočeské uhelné pánve, kde došlo v uplynulých desetiletích v důsledku povrchové těžby uhlí k naprosté devastaci krajiny a přírodních ekosystémů, a to do takové úrovně, že bylo toto území před 40 lety považováno za jedno z nejzdevastovanějších území ve střední Evropě (Vráblíková a kol., 2009). Výsypky skrývkových hornin, které jsou pro tento způsob těžby charakteristické, však mohou poskytnout útočiště pro řadu vzácných rostlin a živočichů včetně obojživelníků a dát tak vzniku nových přírodně cenných území (Doležalová a kol., 2012; Gremlica a kol., 2011; Prach et al., 2011; Řehounek a kol., 2015). Tyto nové habitaty jsou však při následných rekultivacích často ničeny (Gremlica a kol., 2011; Melichar a kol., 2019; Vojar, 2007). V nově rekultivované krajině je pak za použití klasických rekultivačních postupů vytvořeno jen menší množství větších vodních útvarů, které obojživelníkům příliš nevyhovují, ať už z důvodu nadměrné hloubky, příliš strmých břehů, nedostatečně rozvinuté litorální vegetace nebo nadměrného zarybnění (Doležalová a kol., 2012). Vytvoření umělých vodních útvarů, které by reflektovaly nároky obojživelníků na vodní stanoviště, však může tento nedostatek rekultivované krajiny eliminovat (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Shoo et al., 2011; Zavadil a kol., 2011).

V rámci snahy o podporu obojživelníků v krajině bylo na území Dolu Bílina a Dolů Nástup Tušimice vybudováno několik desítek tůní podle schématu, který respektuje potřeby obojživelníků. Cílem této práce je ověření úspěšnosti těchto provedených opatření na základě monitorování přítomnosti jednotlivých vývojových fází obojživelníků v těchto tůních a v jejich nejbližším okolí.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je mapování a odhad denzity populace obojživelníků, stanovení rozdílů v druhovém složení a početnosti v závislosti na využití krajiny. Záměrem je vyhodnocení účinnosti drobných kompenzačních opatření podporujících výskyt obojživelníků v krajině v prostoru Severočeských dolů, a. s., kde bylo během posledních několika let vybudováno větší množství takových náhradních stanovišť.

Testována byla hlavní hypotéza: Starší vybudované tůňky hostí více druhů obojživelníků než tůňky mladší, osídlování tedy probíhá postupně.

Dalšími testovanými hypotézami bylo: Mezi studovanými lokalitami existují rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých. Způsob využití krajiny ovlivňuje populační hustotu obojživelníků ve vybudovaných tůních a existují tedy rozdíly mezi krajinou rekultivovanou a krajinou, která nebyla přímo dotčena těžbou.

3 Literární rešerše

Obojživelníci jsou ektotermní živočichové, jejichž existence je silně ovlivněna vnějším prostředím (Trochet et al., 2014). Vzhledem k jejich citlivosti na změny v přírodě a zranitelnosti jsou považováni za indikátory kvality životního prostředí (Baker et al., 2011; Collins & Storfer, 2003; Moravec, 2019; Storfer, 2003).

3.1 Obojživelníci ČR

3.1.1 Taxonomický přehled

V České republice se vyskytuje 21 druhů obojživelníků (Amphibia), z toho 8 druhů ocasatých obojživelníků (Caudata), 12 druhů žab (Anura) a jedna hybridogenní forma náleží k zeleným skokanům (Moravec, 2019).

3.1.1.1 Ocasatí (Caudata)

Všichni u nás žijící zástupci ocasatých obojživelníků patří do čeledi mlokovití (Salamandridae). Jedná se o jednoho zástupce mloků rodu *Salamandra* a 7 druhů čolků z rodů *Triturus*, *Ichthyosaura* a *Lissotriton* (Moravec, 2019).

Jediným zástupcem rodu *Salamandra* s výskytem na našem území je **mlok skvrnitý** *Salamandra salamandra* (Linnaeus, 1758). Z čolků s areálem výskytu v České republice zde žije z rodu *Ichthyosaura* **čolek horský** *Ichthyosaura alpestris* (Laurenti, 1768) (Moravec, 2019). Z rodu *Triturus* je to pak **čolek velký** *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768), **čolek dunajský** *Triturus dobrogicus* (Kiritzescu, 1903), **čolek dravý** *Triturus carnifex* (Laurenti, 1768), a z rodu *Lissotriton* se jedná o **čolka obecného** *Lissotriton vulgaris* (Linnaeus, 1758), **čolka karpatského** *Lissotriton montandoni* (Boulenger, 1880) a **čolka hranatého** *Lissotriton helveticus* (Razoumovsky, 1789).

3.1.1.2 Žáby (Anura)

Žáby jsou u nás zastoupeny příslušníky 8 rodů z 5 čeledí. Z čeledi kuňkovití (Bombinatoridae) se na našem území vyskytují **kuňka obecná** *Bombina bombina* (Linnaeus, 1761) a **kuňka žlutobřichá** *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758), z čeledi blatnicovití (Pelobatidae) **blatnice skvrnitá** *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) a z čeledi rosničkovití (Hylidae) to je **rosnička zelená** *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). Z čeledi ropuchovitých (Bufonidae) se u nás vyskytují **ropucha obecná** *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758), **ropucha zelená** *Bufo viridis* (Laurenti, 1768) a **ropucha krátkonohá** *Epidalea calamita* (Laurenti, 1768). Z čeledi skokanovití (Ranidae) má areál výskytu v ČR **skokan hnědý** *Rana temporaria* Linnaeus, 1758, **skokan ostronosý** *Rana arvalis* Nilsson, 1842, **skokan štíhlý** *Rana dalmatina* Fitzinger, 1839, **skokan skřehotavý** *Pelophylax ridibundus* (Pallas, 1771), **skokan krátkonohý** *Pelophylax lessonae* (Camerano, 1882) a **skokan zelený** *Pelophylax esculentus* (Linnaeus, 1758).

3.1.2 Ochrana obojživelníků

3.1.2.1 Legislativa

Obecná i zvláštní ochrana volně žijících druhů je upravena zákonem č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Zákon č. 114/1992 Sb. umožňuje vyhlášení ohrožených nebo vzácných druhů živočichů za zvláště chráněné druhy v členění na kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené, a upravuje podmínky jejich ochrany.

Přílohou č. III vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody, jsou prohlášeny za druhy kriticky ohrožené čolek dravý, čolek hranatý, čolek karpatský, ropucha krátkonohá, skokan ostronosý a skokan skřehotavý. Za druhy silně ohrožené jsou dle této vyhlášky považovány blatnice skvrnitá, čolek horský, čolek obecný, čolek velký, kuňka ohnivá (současný název kuňka obecná), kuňka žlutobřichá, mlok skvrnitý, ropucha zelená, rosnička zelená, skokan menší/krátkonohý, skokan štíhlý a skokan zelený. Ropucha obecná je zařazena mezi druhy ohrožené.

Z našich obojživelníků tak není zvláštní ochrana dle výše uvedených právních norem poskytnuta skokanu hnědému a čolku dunajskému.

3.1.2.2 Národní červený seznam

Aktuální Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky pochází z roku 2017, jeho autory jsou Jeřábková a kol. Oproti legislativě není národní červený seznam právně závazným dokumentem, nejlépe však vystihuje skutečnou míru ohrožení jednotlivých druhů (Zavadil a kol., 2011).

Jeřábková a kol. (2017) zařadili obojživelníky s místem výskytu v ČR do 4 kategorií dle stupně ohrožení. V kategorii kriticky ohrožený (CR – Critically Endangered) se nachází čolek hranatý, čolek karpatský, čolek dunajský, kuňka žlutobřichá a ropucha krátkonohá. Jako ohrožený (EN – Endangered) je uveden čolek dravý, čolek velký, kuňka obecná, skokan ostronosý a ropucha zelená. Za zranitelný (VU – Vulnerable) druh je považován mlok skvrnitý, čolek obecný, čolek horský, ropucha obecná, skokan krátkonohý a skokan hnědý. Téměř ohroženým druhem (NT – Near Threatened) je pak blatnice skvrnitá, rosnička zelená, skokan štíhlý, skokan skřehotavý a skokan zelený.

3.1.3 Biotopy

Obojživelníci během svého života využívají různé typy vodních i suchozemských stanovišť (Hartel et al., 2007; Míková & Vlašín, 2002; Trochet et al., 2014; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011), jejich larvální vývoj je však vždy vázán na vodu (Moravec, 2019). Do vodního prostředí kladou svá vejce téměř všichni obojživelníci vyskytující se na našem území (Maštera a kol., 2015) s výjimkou mloka skvrnitého, který je vejcoživorodý (Zwach, 2009) a klade již vyvinuté čtyřnohé larvy (Moravec, 2019).

Preference vodních ploch k rozmnožování se liší dle druhů. Většina našich obojživelníků vyhledává za tímto účelem stojaté vody, některé druhy jsou však schopny se rozmnožovat ve vodě tekoucí (Moravec, 2019; Zavadil a kol., 2011). Vhodné jsou vodní plochy jak zcela bez vegetace, vyhledávané např. ropuchou krátkonohou nebo kuňkou žlutobřichou, až po biotopy

s rozvinutou litorální vegetací preferovanou například skokanem ostronosým (Maštera a kol., 2015; Zavadil a kol., 2011). Obecně obojživelníci za účelem rozmnožování vyhledávají spíše ranná sukcesní stadia vodních ploch, a proto se s jejich postupným zarůstáním druhová diverzita obojživelníků snižuje (Zavadil a kol., 2011).

Larvální vývoj obojživelníků je ukončen metamorfózou, kdy se jedinec mění v juvenilní stadium již téměř morfologicky shodné s dospělým jedincem (Maštera a kol., 2015). Přestože tráví obojživelníci od juvenilní fáze do dospělosti velkou část svého života na souši, stále zůstávají, vzhledem ke své propustné kůži náchylné k vysychání, závislí na vodě (Baker et al., 2011). Závislost jednotlivých druhů na vodním prostředí v dospělosti je různá. Zatímco někteří obojživelníci tráví většinu svého života ve vodě či v její těsné blízkosti (např. skokani rodu *Pelophylax* nebo kuňka obecná) nebo v ní zimují (např. skokan skřehotavý či některé druhy čolků), jiné druhy se do vody vrací jen za účelem rozmnožování (např. mlok skvrnitý nebo ropucha krátkonohá) (Zavadil a kol., 2011; Zwach, 2009).

Tak, jako jsou rozmanité preference jednotlivých druhů obojživelníků v případě biotopů k rozmnožování, jsou různé i jejich požadavky na suchozemská stanoviště. Tyto nároky se pak liší i mezi dospělými a juvenilními jedinci (Vojar, 2007). Převážná většina našich obojživelníků preferuje mokřadní krajinu, která se však dnes vyskytuje jen zřídka (Zavadil a kol., 2011). Vyjma mloka skvrnitého, který žije převážně v listnatých lesích (Zavadil a kol., 2011; Zwach, 2009), prosperuje většina našich obojživelníků v mozaikovitě kulturní krajině (Zavadil a kol., 2011). Někteří z našich obojživelníků kolonizují krajinu narušenou antropogenní činností, jako jsou například lomy nebo výsypky, která především v ranných stádiích sukcese poskytuje obojživelníkům příznivé podmínky pro život (Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Schopnost obojživelníků kolonizovat nová území závisí nejen na vlastnostech a schopnostech konkrétního druhu, ale také na krajině, jejíž průchodnost je pro obojživelníky velmi důležitá s ohledem na jejich omezené disperzní schopnosti (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Konektivita krajiny by měla být zajištěna množstvím vodních i terestrických biotopů jako jsou periodické tůně, meze a další krajinné prvky ve vhodné vzájemné vzdálenosti, které obojživelníkům umožní úkryt při migraci mezi jednotlivými sezónními stanovišti (Vojar, 2007).

3.1.4 Pohybové vzory obojživelníků

V průběhu roku mohou obojživelníci podniknout i několik typů migrací (Mikátová & Vlašín, 2002), jejichž charakter a délka závisí nejen na druhové příslušnosti, ale i na charakteru území (Zwach, 2009) nebo na aktuálním počasí (Moravec, 2019). Migrace je rovněž ovlivněna věrností biotopům, tzv. filopatrií, která je mezi obojživelníky poměrně rozšířena (Smith & Green, 2005; Vojar, 2007). Dle Semlitsche (2008) se tato vlastnost mohla vyvinout proto, aby obojživelníci nevyhledávali nová místa k rozmnožování, ale využili k tomu již ověřenou lokalitu. Druhy silně filopatrické se ke svým biotopům vrací (např. ropucha obecná nebo čolek velký), naproti tomu druhy vyhledávající spíše velmi ranná sukcesní stadia patří k druhům vagilnějším (Moravec, 2019; Semlitsch, 2008). Ačkoliv jsou obojživelníci považováni za málo pohyblivé a převážně filopatrické, jsou schopni při migraci urazit i desítky kilometrů (Smith & Green, 2005). Ocasatí obojživelníci jsou na svá stanoviště vázáni více než žáby z důvodu jejich omezené disperzní schopnosti (Vojar, 2007).

Zatímco jarní tah dospělců na místa rozmnožování je velmi dobře pozorovatelný, protože probíhá masově v krátkém časovém úseku, zpětný tah z míst rozmnožování na suchozemská stanoviště a následně na zimoviště není na první pohled patrný, protože se odehrává pozvolněji v závislosti na druhu a podmínkách (Mikátová & Vlašín, 2002).

Migraci rovněž podnikají juvenilové, kteří po ukončení larválního vývoje opouštějí místo rozmnožování a rozptylují se do okolí (Semlitsch, 2008). I toto rozptýlení je do značné míry ovlivněno druhovou příslušností, kdy u některých druhů (např. ropucha obecná) dochází k nepřehlédnutelnému hromadnému opuštění místa rozmnožování čerstvě metamorfovanými jedinci (Mikátová & Vlašín, 2002). Někteří mladí jedinci takto kolonizují nová stanoviště, jiní se však místu svého narození příliš nevzdálí a připojují se k místní populaci (Semlitsch, 2008).

Obojživelníci mohou také rovněž migrovat za potravou a některé druhy obojživelníků s absencí pevné vazby na biotopy migrují krajinou a osidlují nové biotopy (Mikátová & Vlašín, 2002).

3.2 Ohrožení obojživelníků

Obojživelníci (*Amphibia*) jsou celosvětově velmi ohroženou skupinou živočichů (Stuart et al., 2004; Trochet et al., 2014; Vojar, 2007), jejich počty stále klesají (Allentoft & O'Brien, 2010; Vojar, 2007). Pabijan et al. (2020) nazvali úbytek obojživelníků v antropocénu katastrofálním.

Z pohledu druhové rozmanitosti jsou obojživelníci jednou z nejpočetnějších skupin obratlovců na světě (Trochet et al., 2014), přičemž jsou právě obojživelníci nejvíce ohroženi vyhynutím (Nowakowski et al., 2017). Jejich populace ubývají rychleji, než je tomu například u ptáků a savců (Stuart et al., 2004).

V současnosti je známo na 8 434 druhů obojživelníků, z nichž 7 452 druhů patří do řádu žab (*Anura*), 767 druhů přísluší k řádu ocasatých obojživelníků (*Caudata*) a 215 druhů se náleží do řádu červorů (*Gymnophiona*) (zdroj: www.amphibiaweb.org; přístup 19. 2. 2022). IUCN Red List pak ve třídě Amphibia identifikuje téměř 7 300 druhů, z nichž je 24,1 % uvedeno jako ohrožený či kriticky ohrožený. Další 15,7 % druhů je označeno jako zranitelných nebo téměř ohrožených. Celosvětově je již zdokumentováno vyhynutí 35 druhů, další 2 druhy vyhynuly ve volné přírodě, ale v zajetí jsou zatím udržovány. V úvahu je třeba vzít skutečnost, že u 1 193 druhů (16,4 %) není zhodnoceno jejich ohrožení z důvodu nedostatečného množství dat (zdroj: www.iucnredlist.org; přístup 17. 2. 2021). Navzdory výše uvedené skutečnosti zůstávají obojživelníci při porovnání s ostatními obratlovci nedostatečně zastoupenou skupinou v chráněných oblastech (Nori et al., 2015).

3.2.1 Globální příčiny ohrožení obojživelníků

Výzkum obojživelníků přinesl v posledních třech desetiletích významné rozšíření znalostí o ekologii obojživelníků, rovněž ale také poukázal na složitou problematiku příčin jejich ohrožení, které se liší mezi krajinami, druhy nebo populacemi (Green et al., 2020). Mezi hlavní příčiny ohrožení obojživelníků patří ztráta stanovišť a fragmentace krajiny, zavlečení invazivních druhů a predace, lov obojživelníků za účelem jejich konzumace či z jiného důvodu, znečištění prostředí, globální změny klimatu včetně ultrafialového záření a nemoci (Alford & Richards, 1999; Beebe & Griffiths, 2005; Collins & Storfer, 2003; Storfer, 2003).

Collins & Storfer (2003) rozdělili hypotézy o příčinách ohrožení obojživelníků do dvou tříd. Hypotézy I. třídy, do kterých patří ničení biotopů, zavlečení invazivních druhů a hubení obojživelníků, negativně ovlivňují populace obojživelníků po více než 100 let a jejich účinky jsou přímé a zřejmé (Collins & Storfer, 2003). Naproti tomu pochopení účinků globální změny klimatu, znečištění prostředí a nemoci, které byly zahrnuty do hypotéz II. třídy, může být složitější (Beebee & Griffiths, 2005; Collins & Storfer, 2003). Jednotlivé faktory navíc mohou působit jak samostatně, tak i ve vzájemných interakcích (Alford & Richards, 1999; Storfer, 2003), jejich vzájemné působení se liší mezi krajinami i v čase (Vojar, 2007). Celou situaci komplikuje fakt, že početní stavy obojživelníků mají tendenci přirozeně kolísat (Alford & Richards, 1999) a je tak mnohdy obtížné identifikovat, zda se jedná o skutečný úbytek populace způsobený jedním z výše uvedených faktorů či jejich kombinací nebo o přirozený jev (Storfer, 2003).

Obojživelníci obývají v závislosti na druhu různé typy vodních i suchozemských stanovišť. A právě ztráta a fragmentace stanovišť jsou hlavními příčinami ohrožení a úbytku obojživelníků (Alford & Richards, 1999; Beebee & Griffiths, 2005; Brown et al., 2012; Collins & Storfer, 2003; Cushman, 2006; Gallant et al., 2007; Hartel et al., 2007; Nowakowski et al., 2017; Smith & Green, 2005; Storfer, 2003; Stuart et al., 2004; Trochet et al., 2014), přičemž tyto příčiny jsou ze všech známých příčin nejlépe zdokumentovány (Alford & Richards, 1999).

Ke ztrátám přirozených stanovišť často dochází v souvislosti se zemědělstvím, jehož intenzifikace je jednou z hlavních příčin likvidace a modifikace stanovišť obojživelníků (Gallant et al., 2007; Langton et al., 2001), a zároveň příčinou ztráty biologické rozmanitosti (Arntzen et al., 2017; Curado et al., 2011). Z důvodu změny způsobu či intenzity využívání půdy dochází k narušování jak vodních, tak suchozemských stanovišť. V rámci tradičního zemědělství je v krajině udržováno větší množství malých vodních útvarů (např. napájení dobytka na pastvě), které jsou hojně využívány obojživelníky k rozmnožování (Hartel & von Wehrden, 2013). V důsledku změny využívání krajiny, kdy jsou navyšovány podíly orné půdy na úkor extenzivně obhospodařovaných ploch, dochází u do té doby využívaných či udržovaných drobných vodních útvarů k záměrné likvidaci nebo postupnému zániku v důsledku zanedbání údržby (Curado et al., 2011; Hartel & von Wehrden, 2013). Ke ztrátám a fragmentaci stanovišť dochází také v důsledku odlesňování, jehož hlavní příčinou je i v tomto případě potřeba zemědělského využití půdy (Gallant et al., 2007). Gallant et al. (2007) upozorňují, že odlesňování snižuje rozmanitost vegetace, která v mnohých zemích koresponduje s druhovou rozmanitostí obojživelníků, a dá se tedy očekávat, že ke ztrátám přirozených biotopů obojživelníků bude i nadále docházet a jejich úbytek se bude zrychlovat.

Nezanedbatelný vliv na úbytek stanovišť obojživelníků má urbanizace. S výstavbou nových budov pro bydlení, obchod a služby a s tím souvisejících staveb dopravní obslužnosti dochází k dalším zánikům biotopů a fragmentaci krajiny (Curado et al., 2011; Langton et al., 2001).

Důsledky ztráty a fragmentace stanovišť dopadají na jednotlivé druhy obojživelníků různou měrou s ohledem na jejich disperzní schopnosti (Ficetola & De Bernardi, 2004), které jsou u mnoha druhů obojživelníků velmi omezené (Arntzen et al., 2017; Blaustein et al., 1994; Cushman, 2006; Smith & Green, 2005). V případě lokálního vyhynutí obojživelníků nemusí být druhy s omezenou mobilitou schopny tyto oblasti znovu osídlit (Blaustein et al., 1994), na rozdíl od druhů mobilnějších (Ficetola & De Bernardi, 2004).

Poměrně významným faktorem úbytku obojživelníků je predace rybami (Brown et al., 2012; Hartel et al., 2007; Vojar, 2007), které jsou vysazovány za účelem sportovního rybolovu nebo jen jako okrasné druhy (Ficetola & De Bernardi, 2004). Přítomnost ryb má negativní vliv na druhovou diverzitu vodních ploch (Paton & Crouch, 2002; Semlitsch et al., 2015). Příčinou úbytku obojživelníků nejsou jen dravé ryby, které se živí vajíčky či larvami obojživelníků (Semlitsch et al., 2015), ale také býložravé ryby, které likvidují litorální porosty včetně vajíček čolků a znemožňují tak úkryt larvám i dospělcům před predátory (Vojar, 2007).

Vzhledem k tomu, že se v dohledné době s největší pravděpodobností nepodaří účinně zvrátit globální vývoj hlavních hrozeb pro populace obojživelníků, bude i nadále docházet k úbytku populací i celých druhů (Beebee & Griffiths, 2005), což bude mít pravděpodobně negativní vliv na genetickou rozmanitost populací obojživelníků (Allentoft & O'Brien, 2010; Pabijan et al., 2020) a v konečném důsledku i na snížení kondice jednotlivých populací (Allentoft & O'Brien). Přesto, že se podařilo prokázat, že některé druhy obojživelníků se dokážou novým podmínkám přizpůsobit, nemusí být jejich evoluční reakce s ohledem na rychlost globálních změn dostatečně rychlá (Pabijan et al., 2020).

3.2.2 Příčiny ohrožení obojživelníků v ČR

Stejně jako celosvětově jsou obojživelníci i na území České republiky jednou z nejohroženějších skupin živočichů (Mikátová & Vlašín, 2002) a jejich počty rychle klesají (Moravec, 2019). Hlavní příčina jejich úpadku v naší krajině se neliší od té globální. Zásahy do stanovišť a jejich ničení jsou i zde hlavní hrozbou (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011).

V důsledku změny vodního režimu v krajině, způsobeného vysoušením mokřadů, omezením rozlivu vodních toků, likvidací či zanedbáním drobných tůní a dalších nešetřených zásahů, se snížil počet vhodných stanovišť pro obojživelníky (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Nadměrné zarybňování a nevhodně prováděná údržba rybníků způsobují ztráty na jejich populacích (Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Negativně působí i přemnožená černá zvěř, která poškozují vodní stanoviště a požívá jak snůšky obojživelníků, tak dospělce (Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Nedostatek vhodných vodních i terestrických stanovišť v synergii se stále hustší dopravní sítí způsobuje fragmentaci krajiny a znesnadňuje či přímo znemožňuje migraci obojživelníků (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Na průchodnost krajiny nepříznivě působí i rozsáhlé monokulturní či velmi husté porosty (Zavadil a kol., 2011). Při sekání velkých ploch trvalých travních porostů dochází nejen k přímému usmrcování obojživelníků sekačkami, ale také ke vzniku velkých ploch bez vegetace, na kterých obojživelníci nenachází úkryt a stávají se tak pro ně smrtelnou pastí (Mikátová & Vlašín, 2002). Při znečištění životního prostředí mohou obojživelníci vstřebávat škodlivé látky skrze jemnou kůži (Vojar, 2007; Moravec, 2019). Ohrožení jsou jak pesticidy, tak eutrofizací prostředí (Mikátová & Vlašín, 2002).

Relativně novou hrozbou pro naše obojživelníky je chytridiomykóza, způsobená plísními *Batrachochytrium dentrobatidis* (Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011) a *Batrachochytrium salamandrivorans* (Moravec, 2019). Nemoc se projevuje změnami v chování a rohovatěním kůže a může končit uhytnutím jedince (Vojar, 2007).

3.3 Praktická ochrana obojživelníků

Neustálé změny v krajině, jejichž důsledkem je narušování, znečišťování či likvidace biotopů obojživelníků, vyvolávají potřebu vyhledávat nová opatření v jejich ochraně (Mikátová & Vlašín, 2002). Úbytek vodních ploch vhodných k rozmnožování vede ke snížení počtu obojživelníků schopných kolonizovat nová území a podílet se na reprodukčním úspěchu v následujících letech (Semlitsch, 2002). Účinným opatřením se tak stává nejen ochrana stávajících stanovišť a zvyšování jejich kvality, ale i budování stanovišť nových (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007). Úspěšné osídlení nových lokalit je ovšem závislé nejen na nárocích daného druhu, charakteru biotopu a blízkosti zdrojové populace (Vojar, 2007), ale je rovněž významně ovlivněno konektivitou krajiny a disperzními schopnostmi obojživelníků (Semlitsch, 2008; Vojar, 2007).

Obojživelníci žijí v metapopulacích (Alford & Richards 1999; Baker et al., 2011; Blaustein et al., 1994), kdy v krajině žije několik místních populací, které vzájemně spojuje migrace (Baker et al., 2011; Semlitsch, 2002). Stabilita populace závisí na schopnosti produkovat dostatečné množství nových jedinců v takovém množství, aby nedocházelo k poklesu dospělé chovné populace (Semlitsch, 2002). Dynamika těchto populací je však různá a vyhynutí či snížení početních stavů některých místních populací může být běžnou záležitostí (Alford & Richards 1999). Pokud v jedné takové populaci převažuje natalita nad mortalitou, zásobuje tato populace ostatní populace mladými jedinci a úspěšné rozptýlení těchto mladistvých je tak často zásadní pro životaschopnost ostatních sub-populací (Cushman, 2006; Semlitsch, 2002; Vojar, 2007).

Většina obojživelníků metamorfuje v letním období, které je pro pohyb juvenilních jedinců nepřátelské (Semlitsch, 2008; Vojar, 2007), což je umocněno faktem, že k migraci drobných juvenilů mezi jednotlivými biotopy dochází v průběhu dne (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007). V porovnání s dospělými jsou juvenilní jedinci náchylnější k dehydrataci a nejsou schopni se pohybovat na tak velké vzdálenosti, při vysokých denních teplotách jsou proto více ohroženi ztrátou vody (Semlitsch, 2002; Semlitsch, 2008; Vojar, 2007). Fragmentace krajiny je pak významnou překážkou pro rozptýlení mladistvých, kdy množství přeživších často není dostatečné pro zajištění životaschopnosti populace (Cushman, 2006).

Schopnost kolonizace nového území obojživelníky silně závisí na schopnostech konkrétního druhu (Arntzen et al., 2017; Cushman, 2006; Ficetola & De Bernardi, 2004). V případě vyhynutí místní populace nemusí být obojživelníci schopni s ohledem na jejich nízkou mobilitu a filopatrii tato místa znovu kolonizovat (Blaustein et al., 1994). Vyrovnat se s fragmentovanou krajinou a překonat v ní delší vzdálenosti dokážou spíše druhy mobilní (Ficetola & De Bernardi, 2004), které jsou však zároveň právě díky své vyšší mobilitě častěji vystavovány překonávání antropogenních překážek a jsou tak ohroženi fragmentací krajiny stejně jako druhy méně mobilní, pouze jiným způsobem (Cushman, 2006). Důsledky fragmentace krajiny mohou být umocněny extrémně suchými obdobími (Hartel et al., 2007), kdy jsou obojživelníci na svých stanovištích vystaveni nadměrnému teplu a suchu, které je nutí k migraci za lepšími podmínkami, což zvyšuje rizika spojená s migrací, jako je dehydratace nebo predace (Lertzman-Lepofsky et al., 2020).

Pro účinnou ochranu obojživelníků se tak stává důležitým předpokladem znalost pohybových vzorů obojživelníků (Rittenhouse & Semlitsch, 2007; Semlitsch, 2008; Vojar, 2007).

Rittenhouse & Semlitsch (2007) zjistili, že 95 % obojživelníků se zdržuje v maximální vzdálenosti 664 metrů od místa rozmnožování a 50 % obojživelníků se nevzdálí více jak na 93 metrů, přičemž existují rozdíly mezi žábami a ocasatými obojživelníky. U žab se 95 % populace pohybuje až na vzdálenosti 703 m a 50 % jejich populace se zdržuje do 183 metrů od biotopu, u čolků je tato vzdálenost u 95 % populace do 245 m, přičemž 50 % čolků se od místa rozmnožování nevzdálí na více než 41 m. Žáby se tedy vzdalují místu rozmnožování více než čolci a ochrana stanovišť zohledňující pouze distribuční vzorec čolků tak pravděpodobně nebude pro ochranu žab dostatečná (Rittenhouse & Semlitsch, 2007).

Pakliže je životaschopnost místních populací závislá na juvenilním rozptylu, je pro zachování stability či růst populace nezbytná existence kvalitních vodních stanovišť zohledňujících potřeby jednotlivých druhů (Semlitsch, 2002). Takovými vhodnými biotopy mohou být například slepá ramena řek, podmáčené louky, lužní lesy a tůň (Mikátová & Vlašín, 2002).

Z pohledu velikosti vodních ploch je vhodné, pokud je v krajině přítomno více vodních útvarů různých velikostí, protože diverzita společenstev jednotlivých ploch se liší v závislosti na jejich velikosti (Scheffer et al., 2006). Doba, po kterou je vodní útvar schopen zadržovat vodu, se nazývá hyperperiodou (Semlitsch, 2002) a její délka je jedním z faktorů ovlivňujících diverzitu vodních ploch (Paton & Crouch, 2002; Semlitsch et al., 2015). Paton & Crouch (2002) dospěli k závěrům, že nejvyšší diverzity dosahují tůň s hyperperiodou mezi 240 a 300 dní. Semlitsch et al. (2015) zjistili nejvyšší druhovou rozmanitost obojživelníků na střední velikosti rybníka. Nižší druhová diverzita větších vodních ploch v porovnání se středními plochami souvisí s tím, že ve velkých nevysychajících vodních útvech jsou obojživelníci vystaveni predačnímu tlaku ryb (Hartel et al., 2007; Ficetola & De Bernardi, 2004; Magnus & Rannap, 2019; Paton & Crouch, 2002; Semlitsch et al., 2015). Naproti tomu jsou malé vodní plochy více náchylné k vysychání, což může ohrozit dokončení vývoje larev a v důsledku krátké hyperperiody mohou takové tůň hostit jen specializované druhy s krátkým larválním vývojem (Paton & Crouch, 2002; Semlitsch et al., 2015).

I když jsou malé efemérní vodní plochy vhodné pro rozmnožování jen některých druhů obojživelníků, jsou důležitým prvkem zvyšujícím prostupnost krajiny (Ficetola & De Bernardi, 2004; Semlitsch et al., 2015). Více různorodých vodních útvarů podporuje druhovou diverzitu (Vojar, 2007), avšak jejich nešetrné propojení se zarybněnými vodními plochami (Scheffer et al., 2006) nebo tekoucími vodami (Rannap et al., 2009) či jejich umístění v záplavových zónách (Ashpole et al., 2018; Semlitsch, 2002) však může umožnit průnik ryb a ve výsledku tak způsobit pokles druhové rozmanitosti.

Za vhodná suchozemská stanoviště lze považovat vlhká místa, která poskytnou dostatečné krytí a příležitosti pro lov potravy, jako jsou křoviny a lesy (Baker et al., 2011). Přítomnost lesa je důležitá pro mnoho druhů (Hartel et al., 2007), nemělo by se ovšem jednat o monokulturní porosty, ale o směs původních dřevin v pestré mozaice s nezalesněnými plochami (Zavadil a kol., 2011). K zimování na souši potřebují obojživelníci vlhká místa chráněná před mrazem, přičemž k tomuto účelu mohou využít přirozené úkryty, jako jsou pařezy stromů či dutiny savců a jiné podzemní prostory (Baker et al., 2011). Mohou ale také

zimovat v úkrytech antropogenního charakteru, kterými jsou například staré důlní štoly nebo sklepení (Mikátová & Vlašín, 2002). Většina našich obojživelníků zimuje v nezámrazné hloubce, která se v našich podmínkách pohybuje od 80 do 130 cm pod povrchem (Zwach, 2009).

S ohledem na životní potřeby obojživelníků by tak krajina měla zahrnovat nejen vhodná vodní a terestrická stanoviště, ale i s ohledem na již výše uvedené musí být tato stanoviště rovněž vzájemně propojena (Ashpole et al., 2018; Baker et al., 2011; Brown et al., 2012; Cushman, 2006; Vojar, 2007), přičemž důraz na prostupnost krajiny by se měl zvyšovat s rostoucí antropogenní zátěží území (Vojar, 2007). Kvalitu a konektivitu stanovišť je pak potřeba posuzovat i s ohledem na specifické nároky jednotlivých druhů (Cushman, 2006; Hartel et al., 2007).

Ochrana obojživelníků by se přitom měla soustředit na všechny typy stanovišť, která jsou potřebná k zajištění potřeb většiny populace v průběhu sezóny (Semlitsch, 2008), a to i s ohledem na distribuční rozsah jednotlivých druhů obojživelníků (Rittenhouse & Semlitsch, 2007).

3.3.1 Budování náhradních stanovišť

3.3.1.1 Vodní stanoviště

Uměle vybudované vodní útvary mohou být pro výskyt obojživelníků stejně vhodné jako přírodní (Brown et al., 2012; Lambert et al., 2021) a jejich budování může být účinným opatřením pro podporu obojživelníků v krajině (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Shoo et al., 2011; Zavadil a kol., 2011; Vrabec & Andreas, 2015).

Obojživelníci k rozmnožování využívají spíše menší vodní útvary jako jsou tůně nebo i louže (Mikátová & Vlašín, 2002), nároky jednotlivých druhů obojživelníků na podobu nádrže pro rozmnožování se však liší (Baker et al., 2011; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Pokud jsou nádrže stavěny pro konkrétní druhy, měly by být vzaty v úvahu jejich požadavky na takovou nádrž (Rannap et al., 2009; Vojar, 2007). Ficetola & De Bernardi (2004) ve své studii zjistili, že pokud je vodní stanoviště vhodné pro vzácné druhy, je vhodné i pro druhy běžnější, nikoliv však naopak. Budování umělých tůní splňujících specifické požadavky ohrožených druhů je tedy vhodné i v krajině s dalšími přírodními vodními útvary, protože ty nemusí splňovat nároky všech druhů a uměle vybudované tůně tak mohou podpořit celkovou rozmanitost obojživelníků (Magnus & Rannap, 2019).

Většina obojživelníků vyžaduje k rozmnožování osluněné vodní plochy (Baker et al., 2011; Ficetola & De Bernardi, 2004; Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil a kol., 2011). Pro některé druhy jako jsou vodní skokani, rosnička zelená, ropucha zelená a krátkonohá a kuňka ohnivá je oslunění hladiny zcela nezbytné (Mikátová & Vlašín, 2002), naproti tomu některé druhy jsou schopny obývat i chladné zastíněné plochy (Vojar, 2007). Přílišné zastínění hladiny také může bránit rozvoji makrofytní vegetace (Oldham et al., 2000), jejíž přítomnost je důležitá pro velkou část obojživelníků (Brown et al., 2012; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar et al., 2016), protože slouží jako úkryt pro larvy a některé druhy k vodní vegetaci připevňují své snůšky (Baker et al., 2011; Vojar, 2007). Při plánování umístění tůně je tak vhodné zohlednit i okolní vegetaci, kdy vzrostlejší vegetace na severní straně tůně může působit jako

větrolam a pomáhá udržet příznivé mikroklima, jižní strana by pak měla být beze stínu (Baker et al., 2011).

Obojživelníci preferují mírný sklon břehů, jež by měl být v rozmezí 1:15 až 1:10, některé druhy tolerují i sklon 1:5 až 1:1 (Zavadil a kol., 2011). Mírný sklon břehů v poměru 1:10 minimálně do hloubky 60-80 cm podporuje rozvoj litorálu, jehož podíl na celkové ploše vodní hladiny by měl dosahovat 20-25 % (Vojar, 2007). Nejvyšší diverzita vodních rostlin se pak nachází v hloubkách do 10 cm, nejvýše však do 30 cm (Baker et al., 2011). Vojar et al. (2016) zjistili, že napříč jednotlivými druhy je jedním z nejdůležitějších faktorů pro výskyt obojživelníků množství litorální vegetace, jejíž podíl na celkové ploše vodní plochy by se měl pohybovat mezi 5 až 75 %.

Ačkoliv se někteří obojživelníci rozmnožují ve vodě velmi mělké, většina druhů za tímto účelem toleruje hloubku vody mezi 30-50 cm (Mikátová & Vlašín, 2002). Pokud jsou tůně zamýšleny i jako zimoviště, měla by být zohledněna hloubka vody pro přezimování obojživelníků, která je minimálně 2 metry (Zavadil a kol., 2011). Vhodné je budovat tůně nepravidelného tvaru s různorodou hloubkou a sklonem břehů tak, aby vznikla pestrá škála mikrohabitatů (Baker et al., 2011) včetně mělkých částí vhodných pro rozmnožování obojživelníků (Mikátová & Vlašín, 2002; Vrabec & Andreas, 2015). Za účelem zajištění optimálních podmínek na stanovišti lze rovněž vybudovat soustavy tůní rozličné velikosti, hloubky, oslunění a dalších požadavků tak, aby byly pokryty nároky většiny druhů (Zavadil a kol., 2011).

Tůně by měly být budovány na místech, kde je zajištěno jejich dostatečné zásobení vodou po celou dobu rozmnožování a larválního vývoje (Baker et al., 2011; Vojar, 2007). Vhodnými lokalitami tak mohou být podmáčené louky, prameniště či místa s vysokou hladinou spodní vody (Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). Umístění tůně na místech bez dostatečného přítoku vody by mohlo vést k vysušení tůně před dokončením vývoje larev a jejich úhynu (Paton & Crouch, 2002; Semlitsch et al., 2015; Vojar, 2007). Aby se eliminovalo riziko plynoucí z neschopnosti některých vybudovaných tůní zadržovat vodu, je vhodné budovat větší množství vodních ploch na lokalitu (Petranka et al., 2007; Rannap et al., 2009). V případech, kdy je tůně budována na propustném podloží, které nezaručí dostatečné zadržování vody, je možné použít při její výstavbě nepropustnou folii (Mikátová & Vlašín, 2002), použití takového materiálu však může omezit rozvoj litorální vegetace (Pechmann et al., 2001).

Vzhledem k tomu, že významným predátorem obojživelníků jsou ryby, neměly by být lokality, určené obojživelníkům, zarybňovány (Baker et al., 2011; Brown et al., 2012; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011).

3.3.1.2 Terestrická stanoviště

Při plánování stavby a obnovy stanovišť pro obojživelníky by se mělo pamatovat jak na vodní, tak suchozemská stanoviště (Brown et al., 2012). Kvalitní suchozemská stanoviště jsou nezbytná nejen pro úspěšné rozptýlení juvenilů, na kterých závisí stabilita populací (Semlitsch, 2002), ale rovněž zmírňují tepelný a vodní stres (Shoo et al., 2011). Jejich budováním v dostatečném počtu a kvalitě v dosažitelné vzdálenosti od vodního stanoviště je možné zmírnit absenci lesa, který je některými obojživelníky vyhledáván (Laan & Verboom, 1990; Lambert et al., 2021). Lambert et al. (2021) nenalezli na původně silně zalesněném území

u většiny sledovaných obojživelníků souvislost mezi jejich výskytem a blízkostí lesa, kdy byly po vytěžení lesa v lokalitě ponechány pokácené stromy nebo jejich části tak, aby vytvořily úkryty v krajině s jinak poměrně vysokou hustotou vodních útvarů.

Jako vhodná terestrická stanoviště mohou sloužit smíšené lesní porosty, křoviny nebo stromořadí, kamenné zidky, ale také staré či padlé stromy (Zavadil a kol., 2011).

3.3.1.3 Volba lokality

Volba lokality pro výstavbu nového vodního stanoviště by měla zohledňovat, zda je krajina vhodná pro obojživelníky, s dostatečným počtem různorodých stanovišť, která umožní obojživelníkům bezpečný pohyb v krajině (Baker et al., 2011; Zavadil a kol., 2011). Pakliže nejsou podmínky v krajině optimální, mělo by být vybudováno více vodních ploch, jejichž umístění by mělo být pečlivě uváženo s ohledem na zvýšení prostupnosti krajiny a minimalizaci negativních vlivů plynoucích z nevyhovujících podmínek (Baker et al., 2011).

Důležitým faktorem při rozhodování o umístění nového vodního stanoviště je rovněž jeho vzdálenost od nejbližších zdrojových populací obojživelníků (Baker et al., 2011; Brown et al., 2012; Rannap et al., 2009; Vojar, 2007). Při výstavbě vodních stanovišť pro konkrétní druhy je třeba vzít v úvahu disperzní schopnosti a potenciál kolonizace těchto druhů, a to i s přihlédnutím k jejich požadavkům na stanoviště (Magnus & Rannap, 2019). Rannap et al. (2009) potvrdili, že nová vodní stanoviště jsou výrazně rychleji kolonizována, pokud jsou vybudována ve vzdálenostech odpovídajících disperzním schopnostem konkrétních druhů.

Nevhodné je tak budovat tůň v místech, která jsou izolovaná od zdrojových populací i od vhodných suchozemských stanovišť velkou vzdáleností, nebezpečnými překážkami jako jsou rušné komunikace či jinými bariérami bránícími v migraci (Baker et al., 2011; Vojar, 2007).

Pokud je z nějakého důvodu zamýšlen transfer obojživelníků na nové stanoviště, měla by být za tímto účelem přednostně využita vajíčka a larvy (Mikátová & Vlašín, 2002; Semlitsch, 2002). Transfer adultních jedinců může často selhat z důvodu jejich filopatrického chování, kdy by transferovaní obojživelníci nový biotop opustili ve snaze najít své původní stanoviště, selhání hrozí také z důvodu rozdílných faktorů působících na novém stanovišti jako jsou vlhkost, srážky či pH (Semlitsch, 2002).

3.3.2 Management náhradních stanovišť

Vybudovaná i stávající vodní a suchozemská stanoviště pro obojživelníky je nutné udržovat tak, aby nedocházelo k jejich degradaci a byla tak udržena jejich požadovaná kvalita při zohlednění jejich druhově specifických požadavků (Semlitsch, 2002). Při zohlednění nároků na stanoviště našich obojživelníků, kdy jsou z jejich strany upřednostňována spíše mladší sukcesní stádia, je důležitým faktorem neustálé narušování biotopu. Bez pravidelných disturbancí dochází k zarůstání stanovišť, což v případě vodních ploch snižuje jejich atraktivitu z pohledu obojživelníků a vede až k jejich zániku, v případě terestrických stanovišť pak působí nepříznivě na průchodnost krajiny (Zavadil a kol., 2011).

V blízkém okolí vodních stanovišť je vhodné udržovat travní porosty ruční sečí nebo extenzivní pastvou (Zavadil a kol., 2011). Pastva zvířat se stává důležitým prostředkem ochrany přírody, protože způsobuje drobné disturbance, které podporují výskyt obojživelníků v krajině

(Baker et al., 2011). Mimo to má množství vodních ploch, udržovaných v krajině za účelem napájení hospodářských zvířat a dalších vodních útvarů vzniklých a spravovaných tradičním zemědělstvím, pozitivní vliv na výskyt a druhovou pestrost obojživelníků (Curado et al., 2011; Hartel & von Wehrden, 2013). Pastvu je vhodné udržovat v intenzitě, při níž nebudou vodní plochy ohroženy poničením od pasoucích se zvířat a eutrofizací vody (Baker et al., 2011). Z tohoto důvodu by měla být uplatňována již zmíněná extenzivní pastva, při níž zvířata spasou nanejvýše 60 % rostlinné hmoty (Zavadil a kol., 2011). Tradiční zemědělství tak může podporovat výskyt obojživelníků v krajině (Gallant et al., 2007).

Poblíž vodních stanovišť je nutné provádět údržbu blízké vegetace, aby nedocházelo k nadměrnému či nežádoucímu zastínění vodních ploch (Baker et al., 2011; Magnus & Rannap, 2019; Zavadil a kol., 2011). Baker et al. (2011) doporučují, aby u menších vodních ploch nepřesáhlo zastínění 25 % vodní hladiny. Zarůstání tůň lze řešit stržením drnu a odstraněním vegetace, což je rovněž vhodným managementovým opatřením v případě biotopů určených pro ropuchu krátkonohou a ropuchu zelenou (Zavadil a kol., 2011).

Mělké tůně, využívané obojživelníky k rozmnožování, velmi rychle zazemňují, následně zanikají a je tak potřebné jejich pravidelné čištění (Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil a kol., 2011). K zazemňování tůň může docházet jak s rozvojem vegetace, kdy do tůně padá větší množství listů, což vede k tvorbě bahna (Vojar, 2007), tak při sesuvu břehů (Mikátová & Vlašín, 2002). V případě většího hromadění listů a sedimentu je vhodné provést čištění tůně a případně její prohloubení (Baker et al., 2011; Zavadil a kol., 2011). Odbahnění by mělo být prováděno v období mimo rozmnožování a zimování obojživelníků, nejlépe od druhé poloviny srpna do konce září (Mikátová & Vlašín, 2002).

Vybudovat tůně, které budou zadržovat vodu po dobu, kdy dochází k rozmnožování cílových druhů, může být obtížné (Pechmann et al., 2001). Umělé doplňování vody za účelem prodloužení hyperperiody je tak třeba zvážit především v období nedostatečného množství srážek s cílem podpořit obojživelníky v dokončení metamorfózy (Shoo et al., 2011; Zavadil a kol., 2011), a to i s ohledem na skutečnost, že právě biotopy závislé na srážkové vodě využívají k rozmnožování naše nejvzácnější druhy (Zavadil a kol., 2011).

3.3.3 Ověření úspěšnosti provedených opatření

Jedním z ukazatelů pro hodnocení provedených opatření je kolonizace jedinci z okolních stanovišť (Semlitsch, 2002), kdy rychlá kolonizace nového biotopu migrujícími obojživelníky svědčí o jeho dobré dostupnosti pro blízké populace (Rannap et al., 2009). V případě hodnocení vodních stanovišť určených k rozmnožování pouze na základě přítomnosti dospělých jedinců však může dojít k chybným závěrům, protože samotná přítomnost dospělých jedinců neprokazuje vhodnost daného stanoviště k rozmnožování (Mikátová & Vlašín, 2002; Unglaub et al., 2015). Vzhledem k tomu, že stabilita populací je závislá na produkci dostatečného množství metamorfovaných jedinců, je nejdůležitějším kritériem pro hodnocení provedených opatření úspěšná reprodukce (Semlitsch, 2002). Petránka et al. (2003) upozorňují, že důkazy o rozmnožování nejsou vhodným kritériem pro hodnocení úspěchu, protože premetamorfní úmrtnost může být vysoká, v důsledku čehož nemusí docházet k dostatečné generační obměně či rozšiřování populací, a tak je dle jejich názoru nejvhodnějším hodnotícím kritériem přetrvávající nárůst dospělé populace.

Při hodnocení je třeba uvážit i povahu stanoviště. V případě budování vodních ploch za účelem rozmnožování obojživelníků může být úspěch patrný již v horizontu jednoho až dvou let, zatímco výsledky v případě výstavby a obnovy suchozemských stanovišť a průchodnosti krajiny se mohou projevit až po delší době (Brown et al., 2012). Laan & Verboom (1990) uvádějí, že počet druhů vyskytujících se v nově vybudovaných tůních lze předpovědět na základě jejich stáří, kdy objevili silnou závislost mezi hojností druhů a úrovní kolonizace, kterou vysvětlili právě dobou, kterou měli obojživelníci na kolonizaci těchto nových vodních útvarů. Naproti tomu Lambert et al. (2021) podobný vztah mezi stářím nově vytvořených tůní a počtem v nich vyskytujících se druhů nepotvrdili a přiklání se k názoru, že v případě dobré konektivity stanovišť mohou být nová stanoviště kolonizována velmi rychle.

3.4 Využití potenciálu post-těžebních oblastí k ochraně obojživelníků

3.4.1 Povrchová těžba uhlí a její dopady na krajinu

Rozsáhlá povrchová těžba hnědého uhlí prováděná pomocí velkstrojové technologie je příčinou rozsáhlých trvalých změn v území těžby (Pecharová a kol., 2011). Právě v souvislosti s povrchovou těžbou hnědého uhlí došlo v oblasti Severočeské uhelné pánve k tak značnému narušení krajiny, že se na konci 80. let jednalo o jednu z nejvíce zdevastovaných oblastí ve střední Evropě (Vráblíková a kol., 2009). V důsledku těžby jsou ničeny původní ekosystémy a dochází tak ke snižování biologické rozmanitosti (Vymazal & Sklenička, 2012).

Při těžbě však také vznikají z pohledu krajiny výjimečné lokality, jako jsou vodní útvary, skalní stěny, sutě, římsy, ražby či odkryté podloží (Chuman, 2015). Místa zničená těžbou, často velmi chudá na živiny, jsou rychle osídlována vzácnými druhy rostlin a živočichů, kteří z důvodu nízké konkurenceschopnosti nejsou schopni prosperovat v běžné krajině, a takto narušená místa se tak stávají důležitým prvkem při ochraně biodiverzity (Řehounek a kol., 2015).

Pokud byla krajina před těžbou intenzivně hospodářsky využívána, mohou v důsledku těžby vniknout přírodně cennější lokality, než byly ty původní. I přes svůj nesporný negativní vliv na krajinu tak může povrchová těžba s ohledem na intenzitu těžby a zvolené způsoby obnovy tuto krajinu příznivě ovlivnit (Melichar a kol., 2019).

3.4.1.1 Výsypky

Při povrchové těžbě uhlí vznikají v důsledku skrývky nadložních zemin rozsáhlé plochy výsypek (Pecharová a kol., 2011), jejichž celková rozloha byla v České republice odhadnuta na 270 km² (Prach et al., 2011). Množství takto uloženého materiálu je značné. Při předpokládaném skrývkovém poměru 1:4 se na 1 tunu uhlí skryje přibližně 8 tun nadložních zemin, složených zejména z jílovitých hornin a částečně z terciálních písků a hlinitých kvartérních hornin (Vráblíková a kol., 2009).

Skrývkové materiály jsou otočnými zakladači ukládány v pásech a vzniká pravidelně členitý povrch s četnými depresiemi. Výsypky tak jsou nejen významným krajinným prvkem v oblastech s povrchovou těžbou uhlí, ale rovněž poskytují příznivé podmínky pro rozvoj biodiverzity (Řehounek a kol., 2015).

Vzhledem k vysokému zastoupení terciálních jílu ve skrývce je podloží výsypek nepropustné a ve vzniklých depresích dochází k zadržování srážkové vody a tvorbě četných vodních útvarů (Vojar, 2006; Vojar, 2007). Ihned po nasypání dochází ke kolonizaci výsypkových ploch rostlinami (Pecharová a kol., 2011) a v důsledku specifických podmínek se i tato místa stávají rychle útočištěm řady živočichů včetně zvláště chráněných druhů (Melichar a kol., 2019; Vojar, 2007). U pat výsypek vznikají vytlačováním spodní vody tělesem výsypky četné vodní plochy (Doležalová a kol., 2012; Pecharová a kol., 2011; Řehounek a kol., 2015; Vojar, 2007), které hrají důležitou roli při osídlování výsypek a slouží jako tzv. „nášlapné kameny“ (Vojar, 2007).

Nezavodněné plochy výsypek mají v ranných fázích sukcese stepní až polopouštní charakter (Vojar, 2007; Pecharová a kol., 2011), v pozdějších fázích sukcese získávají podobu trvalých travních porostů a za současného pronikání dřevní vegetace se postupně mění na lesostepi (Vojar, 2007).

Pozitivní vliv zavodnění depresí na výsypkách z pohledu biodiverzity se však dostává do střetu s požadavky na důkladné odvodnění výsypek z důvodu zajištění jejich stability během těžby i po ní tak, aby se zabránilo havárii výsypkového tělesa (Pecharová a kol., 2011).

3.4.2 Obnova krajiny

Kromě již zmíněných dopadů na krajinu a ekosystémy mají území narušená povrchovou těžbou významný negativní vliv na vizuální preference lidí (Svobodova et al., 2012), přičemž tyto negativní vlivy se nevztahují pouze k území těžbou přímo dotčených, ale jsou takto i ovlivněny preference v těžbou nepřímo ovlivněné okolní krajině (Pecharová a kol., 2011).

Cílem obnovy krajiny je navrácení původních funkcí krajině, případně vytvoření krajiny zcela nového charakteru, jejímž výsledkem by měla být směs různorodých stabilních a udržitelných ekosystémů (Vymazal & Sklenička, 2012; Štýs 2014). Nelze přitom opomenout potřeby zde žijících lidí (Vojar, 2007). Pro úspěšné dosažení takového cíle je nezbytné zajištění propojení obnovované krajiny na blízké ekosystémy (Pecharová a kol., 2011). V rámci jednotlivých způsobů obnovy krajiny můžeme rozlišovat mezi klasickými rekultivačními postupy a přírodě blízkou obnovu území, kdy základní rozdíl v těchto dvou přístupech spočívá v rozdílném rozsahu zásahů člověka (Štýs 2014; Melichar a kol., 2019).

3.4.2.1 Klasické rekultivační postupy

Klasické rekultivační postupy zahrnují technickou fázi, která spočívá v úpravě terénu, fyzikálních a chemických vlastností substrátu, a biologickou fázi, která zahrnuje osev a výsadbu včetně následné péče (Štýs 2014; Melichar a kol., 2019). Provedení rekultivací je nezbytné, pokud nelze dosáhnout úspěšné introdukce rostlin a živočichů z důvodu nepříznivých chemických či fyzikálních vlastností dané plochy (Vráblíková a kol., 2009).

Při technické rekultivaci dochází k významnému snížení morfologické diverzity terénu, kdy jsou vyplněny deprese, odstraněny elevace a budovány terasy za účelem zmírnění svahů a stabilizace tělesa tak, aby nedocházelo k sesuvům (Gremlica a kol., 2011). Těžkými stroji dochází k remodelaci krajiny pro potřeby zemědělské a lesnické rekultivace, vytvoření nových vodních ploch, včetně přípravy ploch pro jiná využití půdy zahrnující například rekreaci (Chuman, 2015).

Technické rekultivace jsou prováděny i na těch místech, kde se již s odstupem času vytvořily spontánní sukcesí nové biotopy a tímto zásahem dochází k jejich zničení (Gremlica a kol., 2011). Vyrovnání povrchu při rekultivacích vede k likvidaci přirozeně vzniklých četných nezarybněných drobných vodních ploch (Vojar a kol., 2012), které jsou kolonizovány řadou vzácných živočichů (Melichar a kol., 2019; Vojar, 2007). Následně jsou pak uměle vytvořeny zpravidla mnohem větší vodní plochy, které jsou však hlubší s příkřejšími břehy omezujícími rozvoj litorální vegetace (Gremlica a kol., 2011). Vrstvením ornice a dodáním živin jsou eliminována z pohledu ochrany přírody velmi cenná oligotrofní stanoviště, která poskytují útočiště řadě ohrožených druhů (Melichar a kol., 2019; Řehounek a kol., 2015).

V důsledku zhutnění půdy při technických rekultivacích dochází k potlačení dřevní vegetace a dominanci trav, což sice vede k rychlé kolonizaci rekultivovaných ploch makrofaunou, avšak z dlouhodobého pohledu nedochází na těchto plochách ke zvyšování diverzity, zatímco na technicky nereakultivovaných plochách se diverzita dále zvyšuje (Vicentini et al., 2020). Z důvodu snížení biologické rozmanitosti jako následku provedených technických rekultivací dospěli Moradi et al. (2018) k názoru, že dosahované výsledky technické rekultivace nejsou v souladu s hlavními cíli obnovy krajiny. Jedná se navíc o velice nákladný proces (Gremlica a kol., 2011; Prach et al., 2011), často prováděný ve větším rozsahu, než je nutné (Gremlica a kol., 2011).

Zemědělská rekultivace je prováděna i na místech, která nejsou pro tyto účely vhodná z důvodu nemožnosti obnovy kvalitních produkčních půd (Gremlica a kol., 2011) a kvalita těchto půd nedosahuje úrovně obvyklé u půd určených pro zemědělskou produkci (Melichar a kol., 2019). Nevhodně velké plochy vznikající při zemědělských rekultivacích nejsou doplněny ekostabilizačními prvky v potřebném množství a druhové složení nově zakládáných travních porostů neodpovídá mapám přirozené druhové skladby vegetace ČR (Gremlica a kol., 2011).

Při lesnických rekultivacích jsou zakládány monokulturní porosty, jejichž cílem je dosažení vysoké pokryvnosti a hospodářské produkce (Melichar a kol., 2019). Mnohdy jsou za tímto účelem zlikvidovány náletové dřeviny, které dané území přirozeně osídlily a vytvořily zde ekologicky hodnotný porost, a nahrazeny monokulturními porosty stejného věku, velkého rozsahu a s vysokou hustotou výsadby, neziřídka ze zcela nevhodných nebo dokonce invazivních dřevin (Gremlica a kol., 2011). Takové monokulturní porosty se pak vyznačují nízkou druhovou diverzitou i ekologickou stabilitou (Gremlica a kol., 2011; Melichar a kol., 2019).

Na základě takovýchto rekultivačních prací vznikají zcela nové krajiny (Chuman, 2015), které vytvářejí vhodné podmínky pro silné konkurenty a znevýhodňují chráněné a ohrožené druhy (Prach et al., 2011). Výsledkem obnovy pak mohou být krajiny s nízkou diverzitou, druhově chudou a věkově stejnorodou dřevní vegetací, a s rozsáhlými travními porosty s nevhodnou skladbou bylin (Pecharová a kol., 2011).

Provádění technických rekultivací je navíc ve většině případů zcela zbytečné. Mezi opuštěním těžebního místa a jeho rekultivací často uplyne delší doba, během které se procesem přirozené sukcese vyvine vegetační kryt, přičemž potenciál k takovéto samovolné obnově má většina opuštěných těžebních lokalit (Chuman, 2015).

3.4.2.2 Přírozená obnova

Přírozenou či přírodě blízkou obnovou nazýváme přístup, kdy s využitím morfologie terénu, heterogenity substrátů a přírozené spontánní sukcese, řízené sukcese a managementových zásahů dochází ke zlepšení stavu ekosystému a obnově stanovišť s vysokou přírodní hodnotou (Melichar a kol., 2019).

Cílem přírozené obnovy je ochrana ohrožených nebo zvláště chráněných druhů hub, planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů, uchování již existujících přírodně cenných či přírodě blízkých ekosystémů či umožnění vzniku takových ekosystémů na morfologicky vhodně členěných půdách (Gremlica a kol., 2011).

3.4.2.2.1 Spontánní sukcese

Sukcesí rozumíme jednosměrný proces, při kterém vývoj společenstev prochází různými stadii až ke konečnému stavu, kdy takto vytvořený ekosystém často dosahuje nejvyšší rovnovážné stability, produkce a neekonomičtějšího koloběhu látek z důvodu vysoké druhové diverzity a vysokého počtu potravních vazeb (Vráblíková a kol., 2009). Primární sukcesí nazýváme proces, kdy vývoj probíhá na plochách, kde dosud není vyvinuta půda (Melichar a kol., 2019; Vráblíková a kol., 2009).

Spontánní sukcesí na živiny chudých substrátech, charakteristických pro výsypky a další těžbou narušené plochy, vznikají ekologicky velmi hodnotná stanoviště vzácných a ohrožených druhů rostlin a živočichů, kteří se z důvodu jejich nízké konkurenceschopnosti v krajině vyskytují již jen málo či velmi vzácně (Doležalová a kol., 2012; Gremlica a kol., 2011; Prach et al., 2011). Pozitivní je rovněž nízký výskyt invazivních druhů na takto obnovených plochách (Prach et al., 2011).

Místa narušená těžbou a následně obnovená spontánní sukcesí je třeba aktivně chránit a udržovat, neboť přispívají k tvorbě sítě ekologických vztahů v krajině a hrají důležitou roli v její obnově (Vymazal & Sklenička, 2012). Obnovou lokalit spontánní sukcesí dochází ke zlepšování ekologických funkcí krajiny a kompenzaci ztráty původních biotopů zničených těžbou (Doležalová a kol., 2012).

V porovnání s technickou rekultivací tak lze očekávat dosažení nejen vyšší přírodní hodnoty takto vzniklých stanovišť, ale i úsporu finančních prostředků (Vráblíková a kol., 2009). Využití spontánní sukcese se pak jeví perspektivně, pokud substrát na lokalitě obsahuje málo živin a není zde žádná překážka v podobě extrémních podmínek (Melichar a kol., 2019).

Ačkoliv někteří autoři, jako například Melichar a kol. (2019) nebo Vráblíková a kol. (2009) zmiňují jako nevýhodu přírozené obnovy pomalejší obnovu vegetačního krytu, Gremlica a kol. (2011) uvádějí, že délka přírozené obnovy na většině lokalit není o mnoho delší než při použití klasických rekultivačních postupů. Chuman (2015) ve své studii potvrdil, že většina lokalit narušených těžbou má potenciál dosáhnout úplného vegetačního krytu v horizontu 10-15 let. Argument týkající se nevhodné délky přírozené obnovy pak nemůže obstát v případech, kdy jsou technickými rekultivacemi ničeny biotopy s rozvinutou vegetací včetně dřevní (Gremlica a kol., 2011), a procesem technické rekultivace je obnova lokality vrácena na samotný počátek.

Jako negativum u lokalit obnovených spontánní sukcesí pak může být vnímána jejich nízká využitelnost člověkem (Melichar a kol., 2019) a problematické zapojení do kulturní krajiny, a to zejména v oblastech s vysokou hustotou obyvatelstva (Vráblíková a kol., 2009).

3.4.2.2.2 Řízená sukcese

Konečnou fází sukcese je v našich podmínkách les (Gremlica a kol., 2011; Vojar a kol., 2012; Řehounek a kol., 2015). Uzavřené lesní porosty však většinou dosahují menší druhové diverzity než mozaika biotopů různého stáří a vegetační skladby (Řehounek a kol., 2015). Stejně jako v případě terestrických stanovišť i vodní plochy s postupem času zarůstají, zazemňují a mizí (Vojar a kol., 2012). Vojar et al. (2016) doporučuje proto lokality narušené těžbou v průběhu sukcese monitorovat a provádět vhodné managementové zásahy, které podpoří zachování druhové diverzity a ekologické stability. Takové zásahy pak mohou spočívat například v omlazování porostu či jeho odstranění s cílem navrácení sukcese do rannějších fází (Prach et al., 2011; Řehounek a kol., 2015), omezení litorální vegetace a čištění tůň (Vojar, 2007) či odstranění nežádoucích či invazivních rostlin (Prach et al., 2011). Řízená sukcese rovněž může zahrnovat výsadbu cílových druhů, která jsou typická pro pozdější stádia sukcese (Hendrychová, 2008).

3.4.2.3 Propojení klasických rekultivačních postupů s přirozenou obnovou

Hendrychová et al. (2020) ve své studii zjistili nedostatečné zastoupení neproduktivních stanovišť na obnovených plochách dotčených těžbou, v důsledku čehož je významně oslabena ekologická hodnota a dlouhodobá odolnost těchto území. Skutečnost, že drtivá většina vytěžených lokalit má potenciál se sama spontánně obnovit, se dostává do konfliktu s ekonomickým zájmem firem na provádění technických rekultivací, a proto Prach et al. (2011) navrhli, aby alespoň 20 % ploch zasažených těžbou bylo ponecháno přirozené obnově.

Optimální je kombinovat oba rekultivační přístupy, a to s ohledem na charakter a budoucí využití obnovovaných ploch, přičemž pro přirozenou obnovu by měly být vyčleňovány lokality s příznivou morfologií (Gremlica a kol., 2011). Důvodem je skutečnost, že k obnově funkce krajiny přispívá ponechání výrazně členitého reliéfu, který podporuje vznik pestrého prostředí a diverzitu druhů (Doležalová a kol., 2012; Gremlica a kol., 2011; Pecharová a kol., 2011; Řehounek a kol., 2015). Úpravy terénu by se tak měly omezit pouze na stabilizaci svahů a těles výsypek proti sesuvům (Gremlica a kol., 2011). Pokud se již na opuštěných těžebních místech vytvořila cenná stanoviště, měla by být alespoň jejich část vynechána z technické úpravy terénu a ponechána spontánní sukcesí (Melichar a kol., 2019).

Při rozhodování o tom, jaké plochy budou ponechány pro přirozenou obnovu, je třeba zohlednit vzdálenost přírodních společenstev, která by mohla být vhodným a dostupným zdrojem při osidlování těchto území (Doležalová a kol., 2012; Melichar a kol., 2019; Řehounek a kol., 2015).

V případě, že je při obnově krajiny zamýšlen vznik převážně zemědělských pozemků, je vhodné podpořit druhovou diverzitu vybudováním většího množství neproduktivních stanovišť ve vhodné vzájemné vzdálenosti, přičemž jejich rozmístění v obnovené krajině by mělo být rovnoměrné (Hendrychová et al., 2020).

Při lesnických rekultivacích je optimální využít již existující porosty náletových dřevin, které lze doplnit zamýšlenými cílovými druhy za účelem dosažení pestré a přirozené druhové skladby (Gremlica a kol., 2011; Melichar a kol., 2019). Takový les je možné i hospodářsky využívat udržitelným způsobem, kdy jsou k těžbě vybírány jednotlivé stromy (Gremlica a kol., 2011). Studie vizuálních preferencí Skleničky a Molnarové (2010) dokazuje, že tento typ lesa je veřejností pozitivně vnímán.

Do rekultivované krajiny je v důsledku narušeného vodního režimu důležité navrátit vodu. Podpora vzniku mokřadů a různých drobných vodních ploch je vhodným opatřením nejen na výsypkových tělesech, která trpí v důsledku prováděných opatření nedostatkem vody (Pecharová a kol., 2011), ale i v rekultivovaných částech výsypek (Gremlica a kol., 2011; Hendrychová et al., 2020). Mělo by být budováno více různorodých vodních ploch namísto jedné velké vodní nádrže, přičemž podíl vodní plochy k celkové ploše určené k obnově by měl dosáhnout alespoň 5 % (Melichar a kol., 2019). Takto vytvořené tůňe v již rekultivované krajině se mohou stát místem pro rozmnožování některých obojživelníků (Gremlica a kol., 2011). Aby se zabránilo eutrofizaci vodní plochy a rychlému zarůstání biotopu, lze vodní plochy od produkčních zemědělských pozemků oddělit travními pásy, které budou odebírat živiny a zabrání se tak přísunu živin do biotopu (Melichar a kol., 2019). Z důvodu již dříve zmíněného negativního vlivu ryb na biodiverzitu je velmi důležité nezarybňovat vodní plochy, které nejsou určeny k rybníkářskému využívání, případně nevhodnou rybní osádku redukovat (Doležalová a kol., 2012).

3.4.3 Obojživelníci v krajině narušené těžbou

V posledních letech se výskytu obojživelníků v územích narušených těžbou zabývalo několik zahraničních i domácích studií, z nichž je několik shrnuto v následujícím textu.

Galán (1997) se ve své studii zabýval kolonizací výsypek hnědouhelného dolu Meirama v severozápadním Španělsku obojživelníky a plazy. Plocha výsypky byla do 3 měsíců od založení oseta travní směsí pro pastviny a poté ponechána spontánnímu vývoji jen s minimálními zásahy. Během následujících 10 let studie bylo ve zkoumané oblasti zjištěno 9 z 13 druhů obojživelníků a 6 z 10 druhů plazů již dříve zaznamenaných v oblasti dolu Meirama, přičemž v prvních třech letech byli zachyceni pouze juvenilní jedinci. Nižší úroveň druhové diverzity obnovených ploch v porovnání s okolními oblastmi dává autor do souvislosti s tím, že některé druhy mohou vyžadovat stanoviště, která vznikají delší dobu. Výsledky této studie ukázaly na skutečnost, že k dosažení úrovně osídlení narušené krajiny obojživelníky a plazy, odpovídající stavu před zahájením těžby, je zapotřebí nejméně 10 let.

Timm & Meretsky (2004) zkoumali výskyt obojživelníků u třech kategorií vodních ploch na rekultivovaných i nerekulivovaných územích v oblasti uhelných dolů na jihozápadě Indiany. Z jedenácti druhů s potencionálním výskytem v této oblasti jich bylo v této studii zaznamenáno devět. Rovněž byly zaznamenány důkazy o úspěšném rozmnožení obojživelníků a probíhající metamorfóze ve všech typech vodních útvarů. Některé zjištěné druhy měly tendence se vyhýbat efemérním vodám, a proto měly tyto vodní útvary nižší druhovou bohatost než ostatní dvě kategorie. Autoři ve studii upozorňují, že zejména v krajině narušené těžbou vznikají efemérní vodní plochy, které mohou být vhodné pro rozmnožování obojživelníků z důvodu absence rybní osádky.

Lannoo et al. (2009) dospěli k závěru, že rekultivovaná krajina může podporovat překvapivou druhovou bohatost obojživelníků. Ve své studii porovnali druhovou bohatost obojživelníků v Hillenbrand State Fish and Wildlife Area v Greene County, Indiana, kde byla provedena rekultivace území narušeného těžbou uhlí spočívající v úpravě terénu, přidání ornice a osetí travní směsí, s druhovou bohatostí obnovené oblasti Kankakee Sands ležící na hranici Illinois a Indiany, v níž bylo pro podporu rozmnožování obojživelníků vytvořeno více než 25 stanovišť. Vodní plochy byly v HWFA zastoupeny velkými jezery vzniklými zatopením důlních jam, několika mokřady od dočasných po trvalé a desítkami malých efemérních vodních ploch. Z jejich studie vyplývá, že obě území podporují přibližně podobné množství druhů žab. Vyšší druhová bohatost ocasatých obojživelníků v Hillenbrand State Fish and Wildlife je autory spojována s historickým výskytem lesů v této oblasti a s jejich blízkostí ke studované oblasti.

Terrell et al. (2014) svou práci navázali na studii provedenou Lannoo et al. (2009) uvedenou výše. V této následné dvouleté studii se zabývali velikostí populace a juvenilními jedinci včetně jejich malformací u dvou spontánně vzniklých vodních ploch v oblasti Hillenbrand State Fish and Wildlife Area v Greene County, Indiana. V rámci své studie zdokumentovali výskyt 14 druhů obojživelníků (9 druhů žab a 5 druhů ocasatých obojživelníků). Na základě dosažených výsledků autoři dospěli k názoru, že rekultivovaná krajina může poskytnout místa vhodná k rozmnožování obojživelníků.

Poslední ze zmiňovaných zahraničních studií provedli Lambert et al. (2021) v oblasti uhelného dolu Monongahela v Západní Virgínii, a dospěli k závěru, že budování vodních stanovišť může být vhodným opatřením pro podporu obojživelníků v rekultivované krajině za předpokladu, že bude vytvořena hustá síť vodních stanovišť doplněných dostatečným počtem stanovišť terestrických. Uměle vytvořené vodní plochy byly kolonizovány osmi druhy obojživelníků, zdokumentována tak byla přítomnost všech druhů vyskytujících se v této oblasti vyjma jednoho.

Z domácích studií a publikací dále uvádím některé, jejichž studijní oblast se nacházela v oblasti Severočeské uhelné pánve.

Faunu území Tušimicka a Bílinska, nacházejících se v Severočeské hnědouhelné pánvi, mapovali ve dvou samostatných publikacích autoři Bejček & Šťastný (1999; 2000). Z obojživelníků se v Tušimické oblasti vyskytovali čolek obecný, kuňka obecná, ropucha obecná, ropucha zelená, blatnice skvrnitá, skokan hnědý a skokan skřehotavý (Bejček & Šťastný, 1999). Jako obojživelníci vyskytující se v oblasti Bílinska jsou autory uváděni čolek obecný, čolek velký, čolek horský, kuňka obecná, blatnice skvrnitá, ropucha obecná, ropucha zelená, skokan skřehotavý, skokan hnědý a skokan štíhlý (Bejček & Šťastný, 2000).

Výskyt obojživelníků na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve zhodnotili ve své práci Smolová a kol. (2010), kteří vycházeli z vlastního průzkumu a publikovaných i nepublikovaných záznamů jiných pozorovatelů. Na základě této studie bylo potvrzeno, že potenciál k úspěšnému osídlení výsypek má devět druhů z celkového počtu 12 druhů obojživelníků vyskytujících se v této oblasti. Z obojživelníků s areálem výskytu v těchto oblastech nebyla na výsypkách zjištěna přítomnost mloka skvrnitého, čolka horského a skokana ostronosého. Naopak hojnými druhy byly skokan skřehotavý, skokan štíhlý, kuňka obecná, ropucha obecná, čolek obecný a čolek velký. Mezi druhy se vzácnějším výskytem patřil skokan hnědý, ropucha zelená a blatnice skvrnitá.

Vojar et al. (2016) hodnotili vliv odlišných rekultivačních postupů na přítomnost obojživelníků a druhovou bohatost. V rámci této studie bylo zaznamenáno devět druhů našich obojživelníků, přičemž tři z těchto druhů (skokan štíhlý, čolek obecný a kuňka obecná) se vyskytovaly převážně na sukcesních částech výsypek. Autoři zdůraznili potřebu vytváření, ochrany a udržování vodních ploch s mírným sklonem břehů s optimálním podílem vodní vegetace od 5 do 75 % na základě preferencí obojživelníků zjištěných v této studii, kdy vodní plochy s těmito charakteristikami byly obojživelníky upřednostňovány bez ohledu na uplatněný způsob obnovy krajiny. Vodní plochy bez prokázaného výskytu obojživelníků se častěji vyskytovaly v rekultivované krajině, jejich negativem z pohledu obojživelníků jsou příliš strmé břehy a nevhodný podíl vodní vegetace.

Poslední zmíněnou domácí studií je práce Koláře et al. (2017), kteří sledovali výskyt čolka obecného a čolka velkého na pěti výsypkách. Pozorování byla prováděna na 29 vodních útvarech zahrnutých do tří kategorií: spontánně vzniklé vodní plochy na sukcesních částech výsypek, spontánně vytvořené vodní plochy a uměle vytvořené vodní útvary na rekultivovaných částech výsypek. K tomu bylo provedeno pozorování dalších 10 rybníků nacházejících se v krajině obklopující výsypky. Oba sledované druhy výrazně více preferovaly spontánně vzniklé vodní plochy, přičemž oba druhy byly hojnější v rekultivovaném území. Mimo jiné byla touto studií potvrzena významná negativní asociace čolka velkého s přítomností ryb, kdy v uměle vytvořených nádržích na technicky rekultivovaných částech výsypky ani v rybnících v okolní krajině nebyl zachycen žádný čolek velký, přičemž podíl zarybnění rybníků dosáhl 100 % a podíl zarybnění uměle vybudovaných vodních ploch dosáhl hodnoty 87,5 %. Autoři dospěli k názoru, že vodní plochy spontánně vzniklé v terénních depresích mohou mít větší potenciál v ochraně obojživelníků než uměle vytvořené vodní plochy.

4 Metodika

4.1 Charakteristika oblasti

Severočeská hnědouhelná pánev, rozkládající se v Severočeském kraji na ploše přibližně 140 tis. ha, je největší a nejvýznamnější hnědouhelnou pávní v České republice (Vráblíková a kol., 2009). Toto území, kde se v minulosti rozkládalo rozlehlé Komořanské jezero (před 700 lety dosahovalo rozlohy okolo 70 km²), se započalo významněji měnit v důsledku lidské činnosti již v 16. století. V té době se na základě zvýšené poptávky po dřevě začaly výrazněji odlesňovat svahy Krušných hor, což vedlo k erozi půdy a zazenňování vodních ploch v pánevní oblasti (Pecharová a kol., 2011). V 19. století se na tomto území nacházely rozlehlé mokřady, které byly nejprve přeměněny na zemědělskou půdu a přibližně v první polovině 20. století se krajina začala měnit v souvislosti rozvíjející se těžbou uhlí, což mělo za následek další odvodnění krajiny a narušení vodního režimu (Hendrychová & Kabrna, 2016). V současné době se zde nachází čtyři aktivní povrchové doly na hnědé uhlí. Celkový objem vytěženého uhlí dosáhl v roce 2019 téměř 31,5 tis. tun a celková plocha zasažená těžbou v Ústeckém kraji přesáhla 14 tis. ha, tedy 2,6 % rozlohy kraje (MŽP, 2021).

Studijní oblast se nachází na území dvou hnědouhelných lomů v Severočeské hnědouhelné pávní, a to v důlním prostoru lomu Bílina (Doly Bílina) a v dobývacím prostoru Tušimice (Doly Nástup Tušimice) a v jejich předpolí. Oba lomy jsou provozovány společností Severočeské doly, a. s. Lom Bílina se rozkládá mezi městy Lom, Duchcov a Bílina. Dobývací prostor Tušimice leží mezi městem Kadaň a obcemi Černovice, Spořice, Droužkovice a Březno.

V roce 2020 bylo v lomu Bílina vytěženo 7,5 mil tun uhlí při 46,4 mil m³ odklizu a v dobývacím prostoru Tušimice 8,0 mil. tun uhlí při 19,3 mil. m³ odklizu (Severočeské doly, 2021). Skryvkové horniny jsou ukládány zakladači do výsypek, které jsou po naplnění jejich kapacity rekultivovány. Ke konci roku 2020 bylo v souvislosti s hornickou činností společností Severočeské doly, a. s., zrekultivováno za použití převážně zemědělských a lesnických rekultivací celkem 5 967 ha ploch, na dalších 1 619 ha byla ke konci roku 2020 rekultivace v rozpracovaném stavu (Severočeské doly, 2021).

V letech 2013 až 2019 bylo vybudováno na vnější výsypce Pokrok a v předpolí lomu Bílina (Doly Bílina) 36 tůní a v dobývacím prostoru Tušimice (Doly Nástup Tušimice) 42 tůní, sloužících jako náhradní stanoviště pro obojživelníky (Vrba, 2021). Část těchto tůní se stala předmětem mého pozorování.

Jednotlivé monitorované tůně jsou uvedeny dále v textu v tabulkách za každou sledovanou oblast zvlášť, s uvedením čísla, roku vzniku, specifikace konkrétní oblasti, souřadnic v systému GIS a mapovacích čtverců. Mapovací čtverce byly ke každé tůni přiřazeny pomocí nástroje pro výpočet mapovacích čtverců metodou KFME, dostupného z www.biolib.cz (přístup 12. 11. 2021).

4.1.1 Doly Bílina

Z 36 uměle vybudovaných tůních na lokalitě Doly Bílina (dále také jen „DB“) bylo pravidelně monitorováno 34 tůní. Během první návštěvy lokality byla navštívena pouze část

tůní, při každé z dalších návštěv již byl proveden monitoring všech 34 tůní. Celkem byla lokalita navštívena jedenáctkrát. Detailní přehled tůní je uveden v příloze č. I.



Obr. 1 – Pohled do těžební jámy Dolu Bílina z výsypky Pokrok. Foto: Iva Princová

Lom – předpolí

V předpolí lomu Bílina v blízkosti města Lom bylo vybudováno celkem deset tůní. Nejstaršími tůněmi jsou zde T01 až T08, které byly vyhloubeny v roce 2013. V roce 2019 došlo na lokalitě k vybudování dalších dvou tůní – T35 a T36. Území se nachází poblíž severozápadního okraje lomové jámy. Okolí tůní je tvořeno trvalými travními porosty sloužícími k výrobě píce a mladými listnatými lesy. Tůně tvoří celkem tři skupiny, první skupina tůní je tvořena tůněmi T01 až T05. Přibližně 400 m severovýchodně směrem k nerektivované části výsypky Pokrok se nachází skupina tůní č. T06 až T08 a přibližně 75 m západně od nich leží tůně č. T35 a T36.



Obr. 2 – Jarní aspekt tůně T01 v předpolí lomu Bílina. Foto: Iva Princová



Obr. 3 – Letní aspekt tůně T35 v předpolí lomu Bílina. Foto: Iva Princová

Výsypka Pokrok

Výsypka Pokrok se rozkládá na 794 ha a vznikla uložením 260 mil. m³ až do celkové výšky 60 m. Rektivační práce zde byly zahájeny již v roce 1976, jejich ukončení se předpokládá v roce 2026. Téměř 50 % rektivací tvoří rektivace zemědělské, 37 % tvoří rektivace lesnické se zastoupením dubů, lip, javorů, habrů, borovic a modřínů, přičemž

v západní části výsypky bylo ponecháno sukcesi 3,31 ha (Vrba, 2020). V prostoru výsypky Pokrok bylo monitorováno celkem 19 tůní, vybudovaných jak ve skupinách, tak jednotlivě.



Obr. 4 – Plocha výsypky Pokrok, ponechaná přirozené sukcesi. Foto: Iva Princová



Obr. 5 – Tůně T30, T31 a T32 u paty části výsypky Pokrok, ponechané přirozené sukcesi. Foto: Iva Princová

Nejstaršími tůněmi na výsypce Pokrok jsou tůně T09 až T11. Byly vybudovány v roce 2014 ve střední části výsypky na podmáčené louce. V blízkosti tůní se nachází pokročilejší lesnická rekultivace, východně od tůní leží orná půda využívaná v roce 2021 k pěstování hořčice.



Obr. 6 – Letní aspekt tůně T10 v lomů Bilina. Foto: Iva Princová



Obr. 7 – Jarní aspekt tůně T13 v lomů Bilina. Foto: Iva Princová

Tůně T12 a T13 byly vybudovány v roce 2015 na severní části výsypky Pokrok v širokém travnatém pásu ležícím podél šterkové cesty. Zemědělské rekultivace v okolí tůní sloužily v roce 2021 k výrobě píce. Severně od tůní (cca 125 m – měřena nejkratší vzdálenost) se nachází listnatý les.

V roce 2015 byla ve střední části výsypky nedaleko mladé lesnické rekultivace vyhloubena tůň č. 14, jejíž bezprostřední okolí je tvořeno ornou půdou.

Jako kompenzace za Venusku byl ve střední části výsypky vytvořen biotop s jedním velkým a několika menšími vodními útvary. Bylo zde zřízeno několik prvků pro podporu biodiverzity, jako jsou například mohyly pro plazy. V roce 2018 zde byly vyhloubeny tři tůně

T22 až T24 a v následujícím roce přibyla tůň T34. Tůně T22, T23 a T34 jsou umístěny v západní části biotopu u polní cesty, kde je celoročně velmi vysoká hladina spodní vody. Tůň T24 je umístěna cca 20 m nad nimi ve svahu.



Obr. 8 – Jarní aspekt tůně T22 v lomu Bílina. Foto: Iva Princová



Obr. 9 – Jarní aspekt tůně T34 v lomu Bílina. Foto: Iva Princová

Největší skupinou vybudovaných tůní jsou nově vybudované vodní plochy na jižním okraji technicky nerektifikované části výsypky Pokrok. Zde bylo v roce 2019 u paty výsypky na území ponechaném přirozené sukcesí vyhloubeno celkem 6 tůní – T27 až T32. Se všemi tůněmi bezprostředně sousedí orná půda, na které byla v roce 2021 pěstována hořčice. Nedaleko tůní se nachází mladá lesnická rektifikace listnatých i jehličnatých dřevin.



Obr. 10 – Časně letní aspekt tůně T29 v lomu Bílina. Foto: Iva Princová



Obr. 11 – Jarní aspekt tůně T31 v lomu Bílina. Foto: Iva Princová

Za východ od tůní T27 až T32 se v travnatém pásu vedoucím mezi jižní stranou oplocenky s mladou lesnickou rektifikací a ornou půdou nachází dvě tůně z roku 2016 (T16 a T17), v roce 2019 přibyla tůň T33.

Vnitřní výsypka

Vnitřní výsypka lomu Bílina se nachází ve východní části lomu v blízkosti města Ledvice. Ukládání skrývky na tuto výsypku stále probíhá na západní straně výsypky a výsypka se tak

rozšiřuje ve směru postupující těžby. V nejstarší části výsypky v bezprostřední části obce Ledvice již proběhla rekultivace a na dalších částech výsypky dále probíhá.

Podél severního okraje vnitřní výsypky byly nejprve v roce 2017 vybudovány tůň T19 až T21, které leží v travnatém pásu pod svahem s mladou lesnickou rekultivací. V roce 2018 byly přibližně 270 m na jih vybudovány dvě další tůň, a to T25 a T26. Okolí těchto dvou tůň tvoří trvalý travní porost a mladá lesnická rekultivace.



Obr. 12 – Jarní aspekt tůň T19 v lomu Bilina. Foto: Iva Princová



Obr. 13 – Jarní aspekt tůň T26 v lomu Bilina. Foto: Iva Princová

4.1.2 Doly Nástup Tušimice

Z 42 uměle vybudovaných tůň na lokalitě Doly Nástup Tušimice (dále také jen „DNT“) jich bylo monitorováno 16, přičemž z tohoto počtu byla během první návštěvy lokality navštívena pouze část, při každé z dalších návštěv již byl proveden monitoring všech 16 tůň. Celkem byla lokalita navštívena jedenáctkrát. Dále byla společně s doc. Vrabcem provedena jedna prohlídka tůň v důlním prostoru lomu. Přehled pravidelně navštěvovaných tůň a přehled tůň, na kterých byla provedena jedna návštěva, je uveden v příloze č. II.



Obr. 14 – Pohled do těžební jámy Dolů Nástup Tušimice z výsypky Březno

Výsypka Merkur

Na výsypce Merkur bylo vybudováno celkem 7 tůní, rozmístěných většinou jednotlivě na různých částech výsypky. Tůně T01 až T05 jsou nejstaršími tůněmi v prostoru DNT, byly vybudovány v roce 2013. Tůně T15, T16 a T18 vznikly v roce 2015.

Tůň T01 v jižní části výsypky Merkur byla vybudována u šterkové cesty. V její bezprostřední blízkosti se nachází intenzivně obhospodařovaná orná půda a smíšený les.

Skupina tůní T02 až T04 byla vyhloubena v blízkosti mladého listnatého lesa, přibližně 50 m na jih od většího mokřadu (cca 6 000 m²). Na západ od tůní se nachází intenzivně obhospodařovaná orná půda.



Obr. 15 – Jarní aspekt tůně T01 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová



Obr. 16 – Letní aspekt tůně T02 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová

Tůň T15 se nachází na kraji vzrostlejšího smíšeného lesa poblíž šterkové cesty.

Tůň T16 je umístěna v remízku trvalého travního porostu, který nebyl v roce 2021 nijak udržován. V okolí tůně se nachází mladý smíšený les a cca 100 m západně od tůně se rozkládá větší vodní plocha (asi 3 000 m²).



Obr. 17 – Jarní aspekt tůně T16 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová



Obr. 18 – Letní aspekt tůně T18 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová

Tůň T18 se společně s tůněmi T40-T43 (výsypka Pruněřov) nachází při severním okraji území dolu. Tůně byly vyhloubeny pod svahem s mladou lesnickou rekultivací. Na východní straně sousedí s ornou půdou.

Výsypka Pruněřov

Nejstarší tůň na výsypce Pruněřov je T05 z roku 2013. Tato tůň se nachází na podmáčené louce obklopené vzrostlejší smíšeným lesem. V blízkosti tůně se nachází větší mokřad (cca 2 400 m²).



Obr. 19 – Jarní aspekt tůně T05 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová



Obr. 20 – Jarní aspekt tůně T17 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová

Tůň T17 byla vyhloubena v roce 2015 v lesnaté části výsypky. Bezprostřední okolí je tvořeno řídkým porostem vzrostlých stromů a náletových dřevin. Na jih od tůně se nachází mladý smíšený les.

Již zmíněné tůně T40 až T43 byly vybudovány v roce 2019.



Obr. 21 – Jarní aspekt tůně T41 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová



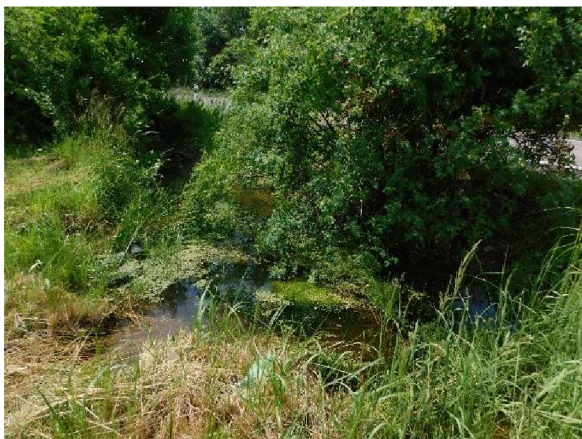
Obr. 22 – Jarní aspekt tůně T43 v prostoru Dolů Nástup Tušimice. Foto: Iva Princová

Spořice, Droužkovice

Na východě dolu byly monitorovány celkem tři tůně na dvou lokalitách.

Tůň T08 byla vyhloubena v roce 2014 poblíž obce Droužkovice na úpatí svahu porostlého mladým listnatým lesem.

Tůň T09 vznikla v roce 2014 poblíž obce Spořice v blízkosti východní vrátnice DNT. Jedná se o vyhloubenou strouhu podél silnice vedoucí k vrátnici, na západní straně tůně se nachází listnatý les a na jihu trvalý travní porost. V roce 2018 byla na této lokalitě vyhloubena tůň T32, která se nachází přes silnici.



Obr. 23 – Letní aspekt tůň T09 u obce Spořice. Foto: Iva Princová



Obr. 24 – Letní aspekt tůň T32 u obce Spořice. Foto: Iva Princová

4.2 Metody terénní práce a determinace druhů

Všechny tůň byly zaneseny do GIS za účelem jejich lokalizace v terénu. Pro tyto účely byla využita aplikace Mapy.cz.

Monitorování lokalit proběhlo v období 14. dubna až 17. října 2021 na území Dolu Bílina a v období 20. dubna až 23. října 2021 na území Dolu Nástup Tušimice. Všechny lokality byly navštíveny 10x až 11x v průběhu sezóny s cílem zachytit všechna vývojová stadia obojživelníků a ověřit tak přínos vybudování náhradních stanovišť.

4.2.1 Pracovní postup při návštěvě tůní

Při každé návštěvě tůň byla nejprve ověřena přítomnost obojživelníků na základě akustických projevů samců a provedena determinace zjištěných druhů. Celá tůň byla poté obejita po břehové linii. Byly spočítány snůšky a odskoky a zjišťování jedinci pohybující se v blízkosti tůň. Následovalo fotografování tůň z předem určeného místa a v případě zjištěných odskoků bylo vyčkáno na jejich vynoření z tůň. Současně v závislosti na průhlednosti vody byl zjišťován výskyt obojživelníků v celém vodním sloupci, či v případě neprůhlednosti vody u vodní hladiny, tj. nádechy dospělých čolků, vyhrívající se obojživelníci u hladiny nebo na plovoucí vegetaci, aktivita larev.

Posledním pracovním úkonem bylo prolovení tůň pomocí síta za účelem zjištění přítomnosti larev obojživelníků. Prolovení bylo provedeno tak, aby byly rovnoměrně zastoupeny všechny přítomné mikrohabitaty. V případě zjištění výskytu byli odchycení jedinci ze síta nabráni do plastové nádoby, ve které byla provedena determinace. U reprezentativního vzorku zjištěných jedinců byla provedena fotodokumentace. Všechny výskyty byly na místě zaznamenány v absolutním počtu dle jednotlivých druhů a vývojových stádií.

Byla zjišťována délka hyperperiody s ohledem na schopnost tůní zadržovat vodu v době, kdy dochází k rozmnožování obojživelníků. Rovněž byl dle Oldham et al. (2000) odhadnut podíl litorální vegetace. Zajímala jsem se o úroveň zastínění tůň okolní vegetací, nadmořskou výšku, hloubku a velikost tůň (obvod i plošnou výměru). Nadmořská výška byla zjištěna na základě zadání souřadnic do veřejné dostupného portálu www.mapy.cz (přístup 15. 4. 2021), kde bylo rovněž provedeno měření obvodu tůň a plochy tůň. U tůní, u nichž nebylo možné

provést dálkové měření z důvodu zastínění či malé velikosti bylo provedeno měření v terénu pásmem.

4.2.2 Determinace jedinců

K determinaci jedinců byly využity různé metody. Jednou z nich je již zmíněné určení druhu dle hlasového projevu. Hlavním způsobem determinace druhu bylo určení dle morfologie odchycených jedinců. K tomuto účelu byly využity publikace autorů Moravec (2019), Zwach (2009) a Maštera a kol. (2015). Odchycení jedinci byli odděleni do čiré plastové nádoby s vodou z tůně a poté byla zjišťována přítomnost hlavních morfologických znaků (u drobných jedinců za pomoci zvětšovací lupy).

V případě nejistoty správného zařazení byl jedinec vyfotografován a zkoumán pomocí zvětšených fotografií. Při určování druhu byl rovněž uvážěn charakter biotopu a období výskytu.

Při determinaci byla rovněž využita pozorování zaznamenaná v Nálezové databázi ochrany přírody AOPK (zdroj: <https://portal.nature.cz>, přístup 16. 4. 2021) a dále výsledky monitorování dalších autorů (Bejček & Šťastný, 1999; Bejček & Šťastný, 2000; Smolová a kol., 2010; Vojar et al., 2016).

4.3 Vyhodnocení dat

Všechna nashromážděná data byla zpracována v programu Microsoft Excel 2019.

Vzhledem k tomu, že část tůní v dobývacím prostoru Tušimice byla v průběhu sezóny navštívena pouze jednou, nebyla pozorování zjištěná při návštěvě těchto tůní zahrnuta do statistického vyhodnocení výsledků. Důvodem je, že při pouze jedné návštěvě nemohl být získán dostatečný počet dat k tomu, aby bylo možné tyto výsledky statisticky porovnávat s ostatními výsledky, dosaženými v rámci deseti či jedenácti návštěv na lokalitu. Hodnocení těchto výsledků je tak omezeno pouze na slovním vyhodnocení zjištěných druhů v kapitole 5.1.1.

Předmětem statistického vyhodnocení jsou dále pouze data získaná z lokalit, které byly v průběhu roku navštíveny minimálně 10x.

Ze statistického hodnocení byly vyjmuty 4 tůně z lokality DB, a to tůně T14, T20 a T24, které byly suché po celou sezónu, a dále tůně T25, která byla poprvé zavodněna 3.7. a výška vodního sloupce v nejhlubším místě nepřesáhla 5 cm.

Statistická vyhodnocení byla provedena za využití programu MS Excel 2019, STATISTICA 12 a PAST 4.03.

Hlavní hypotéza práce, tj. že starší tůňky hostí více druhů obojživelníků než tůně mladší, a tedy že osídlování tůní probíhá postupně, byla vyhodnocena za použití lineární regrese. Za každou tůní byl sestaven přehled zjištěných druhů a tůně byla poté přiřazena do skupiny dle stáří. Nulová hypotéza předpokládá, že neexistuje žádný vztah mezi stářím tůně a počtem vyskytujících se druhů.

Diverzita společenstev jednotlivých tůní byla hodnocena pomocí Jaccardova koeficientu,

$$S(x_1, x_2) = \frac{a}{a+b+c} \quad (\text{Jarkovský a kol., 2012}),$$

kde a je počet shodných výskytů a b , c je počet rozdílných výskytů. Vyhodnocení bylo provedeno pro každou lokalitu zvlášť.

Z důvodu nedostatečného počtu pozorování dospělců jiných druhů, než skokana skřehotavého byla početnost stanovena pouze u tohoto druhu. Denzita byla stanovena dle počtu odskoků ze břehu a počtu zanoření v tůni po příchodu k tůni. Pro každou tůni byl pro výpočet užit den s nejvyšším počtem zjištěných výskytů, resp. nejvyšší počet jedinců zaznamenaných v jednom pozorovacím dni. Při výpočtech nebyla uvažována migrace obojživelníků mezi tůněmi, ke které mohlo mezi jednotlivými pozorováními dojít. Do výpočtu byly zahrnuti spočítatelní metamorfovaní jedinci. Zjištěná denzita byla přepočtena na délku břehové linie a na plochu vodní hladiny tůně (viz. příloha č. VI).

Pomocí dvouvýběrového t-testu byla porovnána denzita skokanů skřehotavých mezi lokalitami DB (30 tůní) a DNT (16 tůní). Nulová hypotéza předpokládala, že neexistují významné statistické rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých mezi oběma lokalitami. Hledány byly rozdíly jak mezi denzitou přepočtenou na metr břehové linie tůně, tak v hustotě jedinců na m^2 plochy vodní hladiny.

Za účelem porovnání početnosti skokana skřehotavého v závislosti na využití krajiny byly tůně rozděleny do dvou skupin – tj. na ty, které vznikly na rekultivovaném území (33 tůní) a ty, které byly vybudovány v těžbou nenarušené krajině území ochranných opatření okolních obcí (13 tůní). Pro stanovení rozdílů mezi tůněmi vybudovanými na rekultivovaném území a na území, které nebylo přímo zasaženo těžbou (předpolí), byl použit dvouvýběrový t-test. Nulová hypotéza předpokládala, že neexistují významné statistické rozdíly v hustotě populace tůní vybudovaných na rekultivovaných územích a tůní v krajině přímo nedotčené těžbou. Hledány byly rozdíly jak mezi denzitou přepočtenou na metr břehové linie tůně, tak v hustotě jedinců na m^2 plochy vodní hladiny.

Pro všechny testy byla stanovena hladina významnosti $\alpha = 0,05$.

5 Výsledky

5.1 Zjištěné druhy a jejich výskyt dle lokality

5.1.1 Obojživelníci

Při terénních průzkumech bylo zaznamenáno celkem 8 druhů obojživelníků v Dole Bílina a jeho předpolí. Jednalo se o čolka obecného, čolka velkého, ropuchu obecnou, ropuchu zelenou, kuňku obecnou, skokana skřehotavého, skokana hnědého a skokana štíhlého. Na území Dolu Nástup Tušimice byl zjištěn výskyt 5 druhů, a to čolek obecný, čolek velký, ropucha obecná, skokan skřehotavý a skokan hnědý. Z druhů zjištěných na lokalitě v Bílině tak nebyl v Tušimicích zjištěn výskyt ropuchy zelené, kuňky obecné a skokana štíhlého. Všechny zjištěné druhy se na obou lokalitách v uměle vybudovaných tůních prokazatelně rozmnožovaly, což bylo ověřeno buď přítomností snůšek nebo larev jednotlivých druhů.

V tůních na lokalitě DNT, které byly navštíveny pouze jednou v sezóně, a to 27. května, byly zjištěni dva dospělci skokanů zelených a snůška a pulci ropuchy obecné. Výskyt ropuchy obecné se v DNT váže pouze k tůním, které nebyly pravidelně monitorovány a výsledky z těchto pozorování nejsou předmětem dalšího vyhodnocení a nejsou již dále zmiňovány.



Obr. 25 – Snůška ropuchy obecné v tůni T36 v DNT.
Foto: Iva Princová



Obr. 26 – Juvenilní jedinec ropuchy zelené, výsypka Pokrok. Foto: Iva Princová

Na lokalitě DB byly mimo monitorované tůně spatřeni na různých místech nezávisle na sobě dva juvenilové ropuchy zelené, migrující krajinou. Vzhledem k tomu, že tyto jedinci s největší pravděpodobností nepocházeli ze žádné z monitorovaných tůních, nejsou dále tato pozorování zahrnuta do dalších výsledků.

Z pohledu výskytu jakéhokoliv vývojového stádia bylo v DB nejvíce tůní osídleno skokanem skřehotavým, který byl zjištěn v 86,7 % všech tůní na této lokalitě, čolek obecný se vyskytoval v 60,0 % všech tůní a kuňka obecná v 36,7 % tůní. Následovaly druhy čolek velký (20,0 %), ropucha obecná a skokan hnědý (shodně 13,3 %), ropucha zelená (6,7 %) a skokan štíhlý (3,3 % všech tůní na této lokalitě). Na lokalitě DNT z hlediska počtu obsazených tůní rovněž dominoval skokan skřehotavý (81,3 % tůní), čolek obecný se vyskytoval v 50,0 % tůní, čolek velký ve 12,5 % tůní a skokan hnědý v 6,3 % tůní.



Obr. 27 – Skokan skřehotavý, tůň T22 v DB. Foto: Iva Princová



Obr. 28 – Vokalizující samec kuňky obecné, tůň T10 v DB. Foto: Iva Princová



Obr. 29 – Samice čolka velkého, tůň T28 v DB. Foto: Iva Princová



Obr. 30 – Larva čolka velkého, tůň T09 v DB. Foto: Iva Princová

Z pohledu zjištěného rozmnožování se v jednotlivých tůních rozmnožoval čolek obecný (56,7 % tůní na této lokalitě), druhý nejvyšší počet tůní k rozmnožení využili skokan skřehotavý a čolek velký (shodně 16,7 %), 13,3 % tůní posloužilo k rozmnožení skokanu hnědému, v 6,7 % tůní se rozmnožili kuňka obecná a ropucha zelená a v případě skokana štíhlého bylo rozmnožení zaznamenáno ve 3,3 % tůní.



Obr. 31 – Metamorfující jedinec čolka obecného, tůň T13 v DB. Foto: Iva Princová



Obr. 32 - Metamorfující jedinec skokana hnědého, tůň T01 v DB. Foto: Iva Princová

V DNT využil k rozmnožování nejvíce tůní čolek obecný (43,8 %), larvy čolka velkého byly zjištěny v 12,5 % tůní a v případě skokana skřehotavého a skokana hnědého bylo zjištěno rozmnožení v 6,3 % tůní. Detailní rozpis zjištěných výskytů je uveden v přílohách č. III a IV.

5.1.2 Predátoři obojživelníků

Při terénním průzkumu bylo zaznamenáno několik druhů živočichů, které jsou predátory obojživelníků. Z plazů byla ve třech tůních opakovaně pozorována užovka obojková *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758). Ve všech případech se jednalo o tůně na výsypce Pokrok, kde se vyskytovaly současně i larvy obojživelníků. Z řad členovců byl v jedné tůni pozorován potápník vroubený *Dytiscus marginalis* Linnaeus, 1758 (T01 v DB) a v několika tůních byla zachycena různá vývojová stádia splešťule blátivé *Nepa cinerea* Linnaeus, 1758.



Obr. 33 – Mládě užovky obojkové, tůň T31 v DB.
Foto: Iva Princová



Obr. 34 – Larva potápníka vroubeného s uloveným pulcem skokana hnědého, tůň T01 v DB. Foto: Iva Princová

Z řad ptáků byl zaznamenán výskyt volavky popelavé *Ardea cinerea* Linnaeus, 1758 a jeřába popelavého *Grus grus* (Linnaeus, 1758).

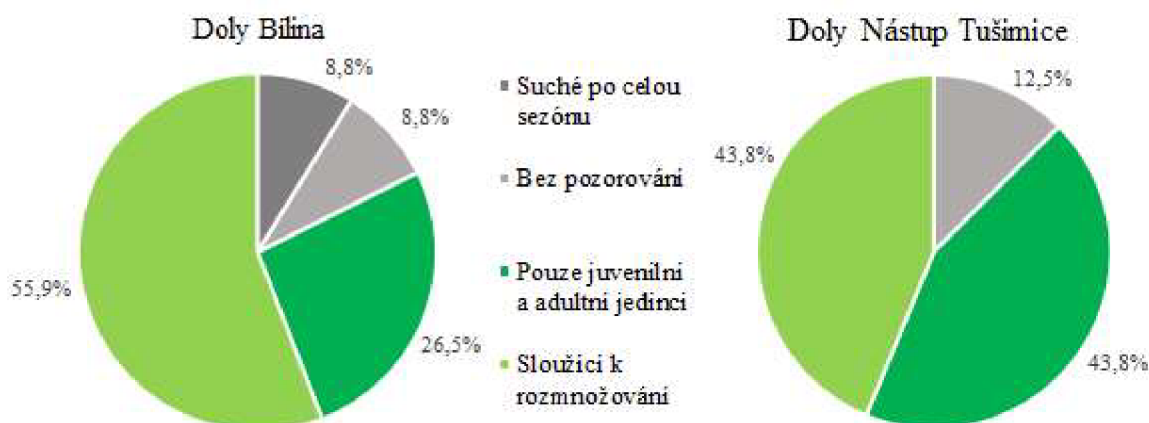
Všichni výše uvedení predátoři byly pozorováni pouze v Dole Bílina či jeho předpolí s výjimkou volavky popelavé, která byla pozorována rovněž na lokalitě Tušimice.

5.2 Tůň

Ze 34 pravidelně monitorovaných tůní na území dolu Bílina a v jeho předpolí byly 3 tůně suché po celou sezónu rozmnožování obojživelníků a jedna tůň se zaplnila až počátkem července. Tyto zmíněné 4 tůně jsou vyloučeny ze statistického hodnocení vztahujícího se k výskytu obojživelníků, v této části jsou však zahrnuty pro vykreslení úplného přehledu o vybudovaných tůních. Ze zavodněných tůní nebyl výskyt obojživelníků prokázán pouze u 3 vodních útvarů. U zbylých 28 tůní byl jejich výskyt zaznamenán, a to u 9 tůní pozorováním juvenilních či adultních jedinců a v případě 19 tůní bylo zjištěno rozmnožení obojživelníků.

V Dole Nástup Tušimice bylo z 16 pravidelně monitorovaných tůní zjištěn výskyt ve většině tůní vyjma dvou, kde nebyl pozorováno žádné z vývojových stádií obojživelníků. Ze 14 tůní se zjištěným výskytem jich 7 hostilo pouze juvenilní či adultní jedince, v 7 tůních bylo zaznamenáno rozmnožování obojživelníků.

Graf č. 1 - Pravidelně monitorované tůně dle zjištěného výskytu obojživelníků



U 12 tůň v dole Bílina došlo v období jejich monitorování k jejich vysušení nebo k výraznému snížení hladiny vody, kdy 6 z těchto tůň sloužilo obojživelníkům k rozmnožování. V důsledku tohoto úbytku vody byl u jedné tůně narušen vývoj obojživelníků v tůni (T12 zcela vyschla 3. července, přičemž již 18. června se potýkala s vážným nedostatkem vody). Není zcela jisté, co bylo příčinou selhání metamorfózy v tůni T04, zda výrazný pokles hladiny vody nebo jiný faktor. V ostatních případech tůň vyschly až v době, kdy s ohledem na zjištěné druhy nemohlo jejich vysušení ovlivnit dokončení metamorfózy.



Obr. 35 - Výrazný pokles vody v tůni T04 v DB v průběhu června 2021. Foto: Iva Princová



Obr. 36 – Vyschlá tůň T13 v DB, červen 2021. Foto: Iva Princová

V DNT byly všechny ze sledovaných tůň zavodněné alespoň po část období, ve kterém probíhalo monitorování. Osm tůň v průběhu tohoto období vyschlo, avšak pouze tři z těchto tůň prokazatelně sloužily obojživelníkům k rozmnožování a k jejich vysušení došlo až v době, kdy již nemohl být ovlivněn vývoj obojživelníků.

U dvou tůň na lokalitě DB bylo zjištěno v průběhu sezóny jejich zazemňování v důsledku sesuvu břehů po deštích (T04 a T05 v DB). Na lokalitě DNT dochází u T05 k jejímu postupnému zazemňování v důsledku nadměrného hromadění listů z emergentní vegetace v tůni (převažuje zde orobinec úzkolistý *Typha angustifolia L.*).



Obr. 37 – Zazemňování tůň T04 v DB v důsledku sesuvu břehů. Foto: Iva Princová



Obr. 38 – Zazemňování tůň T05 v DB v důsledku sesuvu břehů. Foto: Iva Princová

Dále byl u dvou tůní na této lokalitě zjištěn nadměrný rozvoj litorální vegetace, a to především rákosu obecného *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., pravděpodobně v důsledku eutrofizace. Vzhledem k tomu, že zmíněné tůně byly vybudovány v roce 2019 v sukcesní části výsypky Pokrok, respektive u její paty, byla jako možná příčina eutrofizace vod identifikováno hnojení přilehlého pole, na kterém byla v sezóně pěstována hořčice.



Obr. 39 – Litorální vegetace tůní T27 a T28. Foto: Iva Princová



Obr. 40 – Litorální vegetace tůní T27 a T28. Foto: Iva Princová

Podíl litorální vegetace na celkové vodní ploše se u jednotlivých tůní pohyboval od 0 do 90 %. U tří ze sledovaných tůní dosáhl podíl vegetace na celkové vodní ploše 90 % a u těchto tůní nebylo zjištěno rozmnožování.

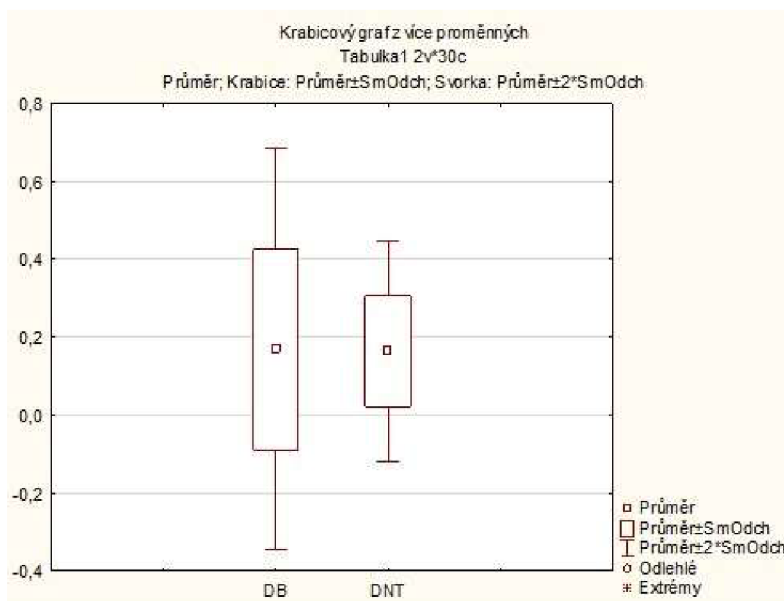
Ze všech tůní byly ve stínu vyšší vegetace vybudovány tři, jejichž hladina byla zastíněna z 80 a více % (u jedné z tůní 90 %). V těchto tůních nebylo zjištěno rozmnožování obojživelníků.

5.3 Výsledky statistických vyhodnocení

5.3.1 Porovnání lokalit na základě denzity skokanů skřehotavých

Testována byla nulová hypotéza, že neexistují významné statistické rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých mezi oběma lokalitami, a to jak v denzitě přepočtené na metr břehové linie, tak v denzitě přepočtené na m^2 plochy vodní hladiny tůň.

Počet skokanů skřehotavých na 1 m břehové linie se na lokalitě DB pohyboval v intervalu 0 až 1,06 skokanů/metr, v DNT v intervalu 0 až 0,38 skokanů/metr.



Graf č. 2 – Denzita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců na metr břehové linie v DB a DNT. STATISTICA 12.

Z výše uvedeného grafu je zřejmá podobnost průměrů obou souborů, přičemž ani v jednom případě se nevyskytují odlehlé či extrémní hodnoty.

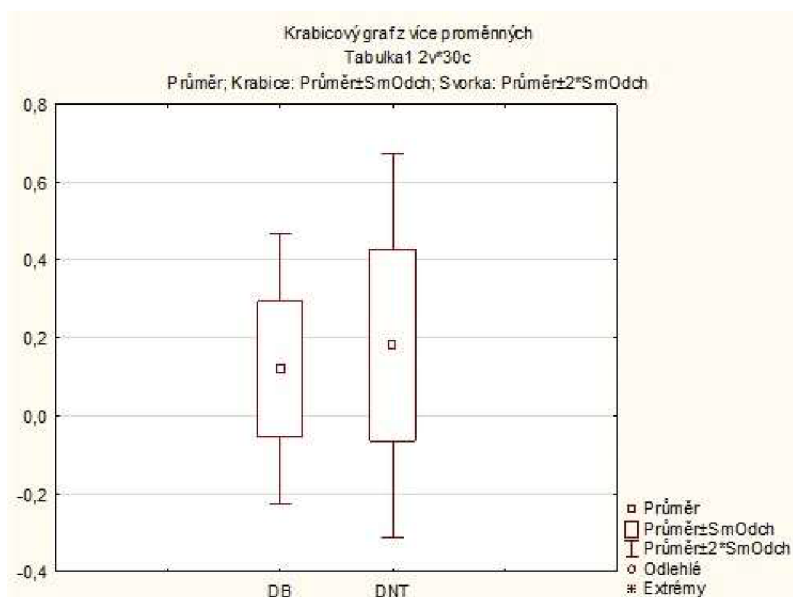
Tab. č. 1 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na metr břehové linie mezi DB a DNT. STATISTICA 12.

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky						
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2
DB vs. DNT	0,168577	0,163972	0,066163	44	0,947548	30	16

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky			
	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
DB vs. DNT	0,257260	0,142523	3,258162	0,019028

Vzhledem k tomu, že „p“ hodnota pro rozptyly je nižší než $\alpha = 0,05$, byl pro výpočet použit Welchův test. Na základě jeho výsledků nebylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ možné zamítnout nulovou hypotézu z důvodu, že vypočtená hodnota „p“ (0,947548) je vyšší než hladina významnosti stanovená pro tento test.

Počet skokanů na m² plochy vodní hladiny se pohyboval na lokalitě DB od 0 do 0,75 a na lokalitě DNT od 0 do 1,00 skokanů na m².



Graf č. 3 – Densita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců m² plochy vodní hladiny v DB a DNT. STATISTICA 12.

Z výše uvedeného grafu je zřejmá podobnost průměrů obou souborů, přičemž ani v jednom případě se nevyskytují odlehlé či extrémní hodnoty.

Tab. č. 2 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřená počtem jedinců na m² plochy vodní hladiny mezi DB a DNT. STATISTICA 12.

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky						
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2
DB vs. DNT	0,119971	0,181290	-0,984163	44	0,330416	30	16

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky			
	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
DB vs. DNT	0,173570	0,246130	2,010857	0,103961

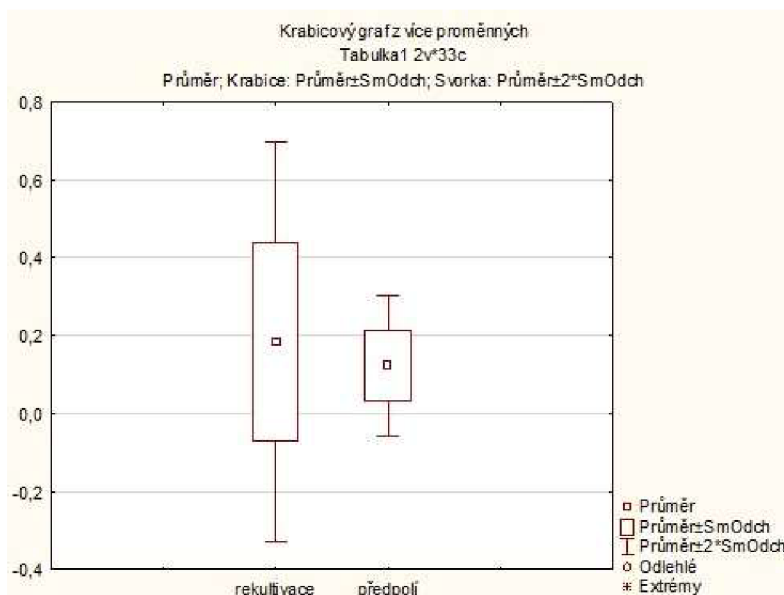
Vzhledem k tomu, že „p“ hodnota pro rozptyly je vyšší než $\alpha = 0,05$, byl pro výpočet použit dvouvýběrový t-test. Na základě jeho výsledků nebylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ možné zamítnout nulovou hypotézu z důvodu, že vypočtená hodnota „p“ (0,330416) je vyšší než hladina významnosti stanovená pro tento test.

Platí tedy, že neexistují významné statistické rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých mezi lokalitami DB a DNT, bez ohledu na to, zda je denzita stanovena jako počet jedinců na metr břehové linie nebo jako počet jedinců na m² plochy vodní hladiny.

5.3.2 Početnost populace skokana skřehotavého v závislosti na využití krajiny

Testována byla nulová hypotéza, že neexistují významné statistické rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých v tůních vybudovaných na rekultivovaných územích a v tůních v krajině přímo nedotčené těžbou, a to jak v denzitě přepočtené na metr břehové linie, tak v denzitě přepočtené na m² plochy vodní hladiny tůně.

Počet skokanů skřehotavých na 1 metr břehové linie se v krajině přímo dotčené těžbou pohyboval v intervalu 0 až 1,06 skokanů/metr, v krajině přímo netočené těžbou v intervalu 0 až 0,33 skokanů/metr.



Graf č. 4 – Denzita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců na metr břehové linie v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.

Z výše uvedeného grafu je zřejmá podobnost průměrů obou souborů, přičemž ani v jednom případě se nevyskytují odlehlé či extrémní hodnoty.

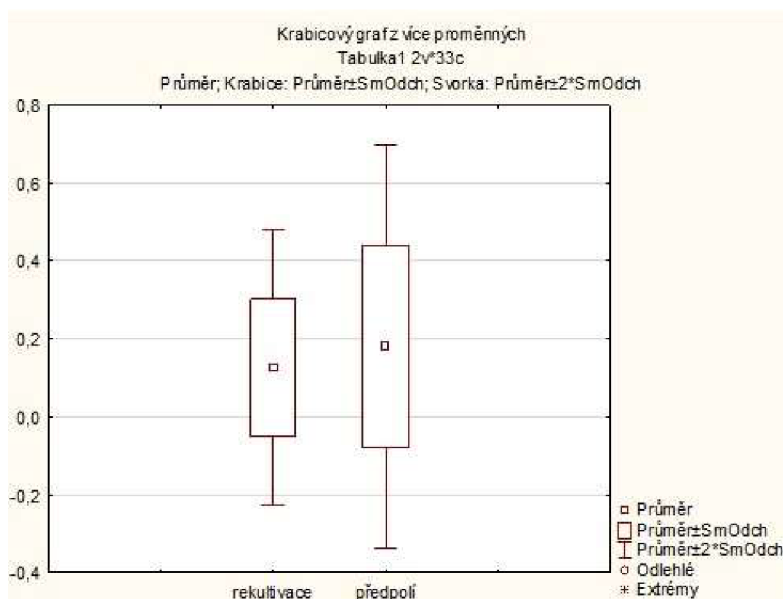
Tab. č. 3 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na metr břehové linie v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky					
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1
rekultivace vs. předpolí	0,184373	0,122811	0,842912	44	0,403837	33

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky				
	Poč.plat. skup. 2	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
rekultivace vs. předpolí	13	0,255536	0,090967	7,891180	0,000524

Vzhledem k tomu, že „p“ hodnota pro rozptyly je nižší než $\alpha = 0,05$, byl pro výpočet použit Welchův test. Na základě jeho výsledků nebylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ možné zamítnout nulovou hypotézu z důvodu, že vypočtená hodnota „p“ (0,403837) je vyšší než hladina významnosti stanovená pro tento test.

Počet skokanů skřehotavých na 1 m² vodní hladiny se v krajině přímo dotčené těžbou pohyboval v intervalu 0 až 0,75 skokanů/m², v krajině přímo netočené těžbou v intervalu 0 až 1,0 skokanů/m².



Graf č. 5 – Densita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců na m² plochy vodní hladiny v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.

Z výše uvedeného grafu je zřejmá podobnost průměrů obou souborů, přičemž ani v jednom případě se nevyskytují odlehlé či extrémní hodnoty.

Tab. č. 4 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na m² plochy vodní hladiny v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky					
	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1
rekultivovaná krajina vs. předpolí	0,236033	0,225267	0,102771	44	0,918612	33

Skup. 1 vs. skup. 2	T-test pro nezávislé vzorky (Tabulka1) Pozn.: Proměnné byly brány jako nezávislé vzorky				
	Poč.plat. skup. 2	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
rekultivovaná krajina vs. předpolí	13	0,335429	0,274337	1,494964	0,465364

Vzhledem k tomu, že „p“ hodnota pro rozptyly je vyšší než $\alpha = 0,05$, byl pro výpočet použit dvouvýběrový t-test. Na základě jeho výsledků nebylo na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ možné zamítnout nulovou hypotézu z důvodu, že vypočtená hodnota „p“ (0,918612) je vyšší než hladina významnosti stanovená pro tento test.

Platí tedy, že neexistují významné statistické rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých mezi tůňmi vybudovanými na rekultivovaných územích a v tůňích vybudovaných v krajině přímo dotčené těžbou, a to bez ohledu na to, zda je denzita stanovena jako počet jedinců na metr břehové linie nebo jako počet jedinců na m² plochy vodní hladiny.

5.3.3 Podobnost tůní podle Jaccardova koeficientu

Dosažené výsledky se v obou lokalitách pohybují v rozmezí 0,0 (žádná podobnost, tj. neshoduje se v žádných druzích) až 1,0 (stejná diverzita, tj. naprostá shoda ve vyskytujících se druzích).

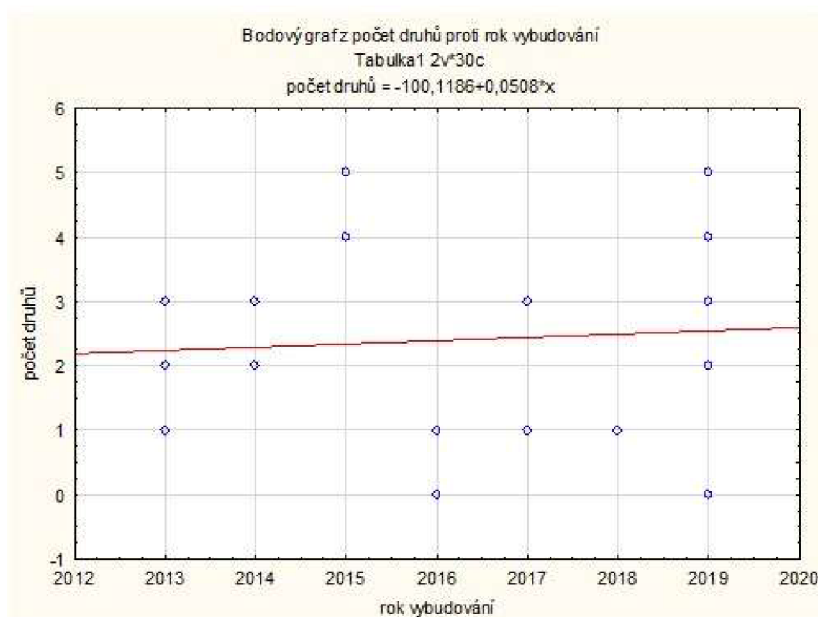
Podrobné vyhodnocení podobnosti tůní za použití Jaccardova koeficientu je uvedeno v příloze č. V.

5.3.4 Ověření závislosti počtu zjištěných druhů na stáří tůně

Hlavní hypotézou této práce je, že starší tůňky obývá více druhů obojživelníků a osídlování tůní tak probíhá postupně. Byla tak stanovena nulová hypotéza, na základě které předpokládám, že neexistuje vztah mezi stářím tůně a počtem vyskytujících se druhů. S ohledem na rozdílný počet zjištěných druhů na obou lokalitách bylo vyhodnocení této hypotézy provedeno za každou lokalitu zvlášť. Výsledky mohly být ovlivněny nedostatečným zastoupením nebo úplnou absencí některých věkových kategorií tůní.

5.3.4.1 Výsledky Doly Bílina

Předmětem porovnání bylo 30 tůní v DB vybudovaných v roce 2013 (8 tůní), 2014 (3 tůně), 2015 (2 tůně), 2016 (2 tůně), 2017 (2 tůně), 2018 (3 tůně) a 2019 (10 tůní).



Graf č. 6 – Počet vyskytujících se druhů dle stáří tůně (lokalita DB). STATISTICA 12.

Tab. č. 5 – Ověření závislosti počtu vyskytujících se druhů na stáří tůně (lokalita DB). STATISTICA 12.

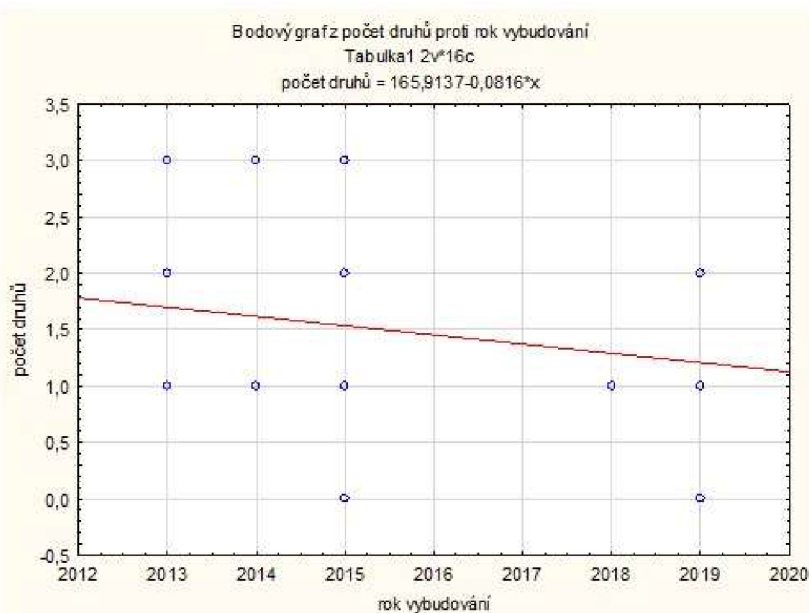
N=30	Výsledky regrese se závislou proměnnou : počet druhů (Tabulka1) R= ,09578873 R2= ,00917548 Upravené R2= ---- F(1,28)=,25929 p<,61460 Směrod. chyba odhadu : 1,3721					
	b*	Sm.chyba z b*	b	Sm.chyba z b	t(28)	p-hodn.
Abs. člen			-100,119	201,3298	-0,497287	0,622870
rok vybudování	0,095789	0,188113	0,051	0,0999	0,509208	0,614596

Z grafu výše je zřejmé, že počet vyskytujících se druhů v tůni nijak nekoreluje se stářím tůně, což ostatně potvrzuje i výsledek samotné lineární regrese při zvolené hladině významnosti $\alpha = 0,05$, který je uveden níže.

Na základě výsledku testu, kdy vypočtené „p“ (0,614596) je vyšší než hladina významnosti stanovená pro tento test, nelze tedy zamítnout nulovou hypotézu a platí, že neexistuje vztah mezi stářím tůně a počtem zjištěných druhů.

5.3.4.2 Výsledky Doly Nástup Tušimice

Předmětem porovnání bylo 16 tůní v DNT vybudovaných v roce 2013 (5 tůní), 2014 (2 tůně), 2015 (4 tůně), 2018 (1 tůň) a 2019 (4 tůně). Tůně, vybudované v DNT v letech 2016 a 2017, nebyly v testu zastoupeny.



Graf č. 7 – Počet vyskytujících se druhů dle stáří tůně (lokalita DNT). STATISTICA 12.

Z grafu výše je zřejmé, že počet vyskytujících se druhů v tůni nijak nekoreluje se stářím tůně, což ostatně potvrzuje i výsledek samotné lineární regrese při zvolené hladině významnosti $\alpha = 0,05$, který je uveden níže.

Tab. č. 6 – Ověření závislosti počtu vyskytujících se druhů na stáří tůně (lokalita DNT). STATISTICA 12.

N=16	Výsledky regrese se závislou proměnnou : počet druhů (Tabulka1)					
	R= ,20905035 R2= ,04370205 Upravené R2= ---- F(1,14)=,63979 p<,43715 Směrod. chyba odhadu : ,97790					
	b*	Sm.chyba z b*	b	Sm.chyba z b	t(14)	p-hodn.
Abs.člen			165,9137	205,5511	0,807165	0,433071
rok vybudování	-0,209050	0,261356	-0,0816	0,1020	-0,799868	0,437150

Na základě výsledku testu, kdy vypočtené „p“ (0,437150) je vyšší než hladina významnosti stanovená pro tento test, nelze tedy zamítnout nulovou hypotézu a platí, že neexistuje vztah mezi stářím tůně a počtem zjištěných druhů.

5.4 Významné druhy

Přítomnost významných druhů byla posouzena podle vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody, a rovněž podle Národního červeného seznamu (Jeřábková a kol., 2017), který u jednotlivých druhů nejlépe vystihuje stupeň jejich ohrožení (Zavadil a kol., 2011).

Dle přílohy č. III vyhlášky č. 395/1992 Sb., se na obou lokalitách vyskytoval kriticky ohrožený skokan skřehotavý. Z druhů silně ohrožených se v DB vyskytoval čolek obecný, čolek velký, kuňka obecná, ropucha zelená a skokan štíhlý, v DNT byl zjištěn výskyt pouze čolka obecného a čolka velkého. Z druhů ohrožených se na obou lokalitách vyskytovala ropucha obecná.

Národním červeným seznamem nebyl žádný z druhů, jejichž přítomnost byla na lokalitách zjištěna, zařazen do kategorie „kriticky ohrožený“. Z ohrožených druhů byla zjištěna na lokalitě DB přítomnost čolka velkého, kuňky obecné a ropuchy zelené. V DNT se podařilo z ohrožených druhů prokázat pouze přítomnost čolka velkého. Ze zranitelných druhů byl shodně na obou lokalitách zjištěn výskyt čolka obecného, ropuchy obecné a skokana hnědého.

6 Diskuze

6.1 Zjištěné druhy, druhová diverzita

Na studovaných lokalitách jsem zaznamenala výskyt celkem 8 druhů obojživelníků, a to pěti druhů žab a dvou druhů ocasatých obojživelníků. Všechny tyto zjištěné druhy se vyskytovaly na lokalitě v DB, v DNT bylo zjištěno pouze 5 druhů, a to tři druhy žab a dva druhy ocasatých obojživelníků. Nálezů učiněné na lokalitě DNT byly chudší o výskyt ropuchy zelené, kuňky obecné a skokana štíhlého. Nenalezla jsem žádný další druh, jehož výskyt by nebyl literaturou či Nálezovou databází AOPK na těchto lokalitách uváděn.

Vzhledem k tomu, že průzkum se omezoval pouze na tůně a jejich nejbližší okolí, nemusely být zachyceny druhy, které se v suchozemské fázi života zdržují v bezprostřední blízkosti tůní pouze v období rozmnožování. Snaha o zachycení důkazů o úspěšném rozmnožování síťkováním mohla být ovlivněna nerovnoměrným rozptýlením larev v tůni, tak i omezenou možností prolovení částí tůně s rozvinutou litorální vegetací. Vzhledem k tomu, že první návštěva lokalit byla provedena v DB dne 14. dubna a v DNT dne 20. dubna, nemusely být zachyceny všechny snůšky obojživelníků, především pak skokana hnědého, který klade snůšky již v březnu a skokana štíhlého, jehož snůšky se mohou vyskytovat již od února (Maštera a kol., 2015).

Dle práce Smolové a kol. (2010) má potenciál osídlit výsypky 9 druhů žijících v této oblasti, avšak z mnou studovaných výsypků Pruněv, Merkur, Březno a Pokrok zmiňuje práce Smolové a kol. (2010) pouze jeden jediný nález skokana skřehotavého na výsypce Pokrok, jehož výskyt jsem potvrdila na obou studovaných lokalitách. Z devíti druhů, jejichž výskyt byl na výsypkách Severočeské uhelné pánve touto prací uváděn, jsem nezaznamenala výskyt blatnice skvrnitě.

Vojar et al. (2016) uvádějí na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve výskyt celkem 9 druhů v totožném druhém složení, jako Smolová a kol. (2010), z toho přímo na výsypce Merkur v DNT 5 druhů (ropuchu obecnou, ropuchu zelenou skokana skřehotavého, čolka obecného a čolka velkého) a na výsypce Pokrok v DB rovněž 5 druhů (ropuchu obecnou, skokana skřehotavého, skokana štíhlého, čolka obecného a čolka velkého). Z druhů uváděných v této studii jsem nezaznamenala v lokalitě DNT ropuchu obecnou a skokana štíhlého. Naproti tomu byly mé nálezky na lokalitě DB i na samotné výsypce Pokrok bohatší o výskyt ropuchy zelené, kuňky obecné a skokana hnědého.

Bejček & Šťastný (1999; 2000) zdokumentovali v těžbou narušené krajině Bílinska celkem 10 druhů a na Tušimicku 7 druhů obojživelníků, z nichž jsem v rámci mého průzkumu nezaznamenala v DB výskyt čolka horského a blatnice skvrnitě a v DNT jsem nezjistila ropuchu zelenou, kuňku obecnou a blatnici skvrnitou. Tyto publikace také neuvádějí výskyt čolka velkého v DNT, jehož výskyt na této lokalitě potvrdili Vojar et al. (2016) a jehož přítomnost byla zaznamenána i v rámci mého průzkumu.

Z výše uvedených prací se mnou studované oblasti nejdůkladněji věnuje práce Bejčka & Šťastného (1999; 2000), jejíž nevýhodou oproti ostatním autorům je starší rok vydání. Z nálezů uvedených v těchto publikacích jsem na lokalitě DB nalezla 80 % všech druhů vyskytujících se v této oblasti (Bejček & Šťastný, 2000; Nálezová databáze AOPK,

<https://portal.nature.cz>, přístup 16. 4. 2021). V DNT jsem našla 71,4 % druhů, které ve své práci zdokumentovali (Bejček & Šťastný, 1999) a 41,7 % druhů, které uvádí Nálezová databáze AOPK, <https://portal.nature.cz>, přístup 16. 4. 2021). V případě Nálezové databáze AOKP je třeba vzít v úvahu, že některé uvedené nálezy se vztahují k celým mapovým čtvercům, a tak vzhledem k přesnosti lokalizace mohou zahrnovat i nálezy z území vzdálenějších studijní oblasti.

Absence pozorování blatnice skvrnité může souviset jak s její spíše noční aktivitou, tak i relativní vzácností v této oblasti (Smolová a kol., 2010). Absence nálezů dospělců některých druhů byla nepochybně ovlivněna i skutečností, že jsem se ve svém průzkumu zaměřila pouze na samotné vodní útvary a jejich okolí, u nichž se celoročně zdržují jen některé druhy, což vysvětluje převahu skokana skřehotavého mezi zjištěnými dospělci (Zavadil a kol., 2011; Zwach, 2009). Nezachycení některých druhů v larválním stádiu lze vysvětlit nerovnoměrným rozptýlením larev, což bylo příčinou nezachycení pulců skokana hnědého při první návštěvě tůň T01 a T12 po vykulení snůšek a larvy byly odloveny až při následující návštěvě. Nižší pravděpodobnost zachycení larev v tůňce může být rovněž zapříčiněna ztíženou možností průzkumu v některých tůňkách s rozvinutější litorální vegetací, a z toho vyplývající nižší pravděpodobností jejich zachycení (Oldham et al., 2000). Za nízkým zjištěným výskytem snůšek skokana štíhlého (byla nalezena pouze 1 v DB) pravděpodobně může pozdní zahájení průzkumu, a to až téměř na konci období výskytu snůšek tohoto druhu. Výskyt ropuchy zelené byl prokázán pouze ve dvou tůňkách vybudovaných v roce 2019 u paty výsypky Pokrok. Důvodem jsou specifické požadavky ropuchy zelené na podobu biotopu, kdy vyhledává řídké zarostlou krajinu a s rozvojem vegetace z nádrží postupně mizí (Moravec, 2019).

Z pohledu výskytu ohrožených druhů dle Národního červeného seznamu se na lokalitě DB vyskytuje více druhů označených jako „ohrožený“. Na obou studovaných lokalitách byl potvrzen výskyt čolka velkého, v DB dále i kuňky obecné a ropuchy zelené. Tůň v DB tak z tohoto pohledu poskytují útočiště většímu množství ohrožených druhů než tůň v DNT.

6.1.1 Porovnání lokalit na základě denzity skokanů skřehotavých

Porovnáním denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na metr délky břehové linie i počtem jedinců na m^2 plochy vodní hladiny nebyly zjištěny rozdíly mezi studovanými lokalitami DB a DNT. Z pohledu intenzity výskytu skokana skřehotavého jsou si tak obě lokality velmi podobné, i když mezi jednotlivými tůňkami existoval rozdíl, když se počet skokanů skřehotavých na 1 m břehové linie pohyboval v DB od 0 do 1,06, a na lokalitě DNT od 0 do 0,38. Při porovnání denzity na m^2 vodní plochy se pak počet skokanů skřehotavých pohyboval v DB v intervalu od 0 do 0,75 skokanů/ m^2 , v DNT v od 0 do 1,00 skokanů/ m^2 .

Při přepočtu jedinců na metr břehové linie bylo větší rozpětí hodnot zjištěno v DB, naopak při přepočtu na m^2 plochy vodní hladiny bylo většího rozpětí hodnot dosaženo v DNT. Tato skutečnost je zjevně ovlivněna různou velikostí tůň na lokalitách, i jejich tvarem, který je však jen výjimečně jiný než oválný a obvod tůň tak není zkreslen jejich výraznější plošnou členitostí. Výsledky statistického porovnání obou lokalit na základě rozdílných způsobů stanovení denzity ukazují, že k dosažení podobných výsledků lze užít obou typů stanovení denzity, a to za předpokladu, že tvar tůň se výrazněji neliší. Domnívám se, že dalším

limitujícím faktorem pro libovolný způsob stanovení denzity do testu bude rozloha vodní plochy.

6.1.2 Početnost populace skokana skřehotavého v závislosti na využití krajiny

Přítomnost některých druhů obojživelníků byla prokázána pouze na základě přítomnosti snůšek nebo larev, zachycení dospělců bylo spíše vzácností. Stanovení početního zastoupení obojživelníků tak nebylo z důvodu nedostatečného množství pozorování nebo nepočitatelného zastoupení vývojových stadií možné.

V denzitě skokana skřehotavého vyjádřené v počtu jedinců na metr břehové linie i na m² plochy vodní hladiny tůní v krajině přímo ovlivněné těžbou (rekultivace) a v krajině těžbou přímo nedotčené (předpolí) nebyly zjištěny významné statistické rozdíly. V obou skupinách se vyskytovaly tůně bez zjištěného výskytu tohoto druhu.

Mezi jednotlivými tůněmi existoval rozdíl, když se počet skokanů skřehotavých na 1 m břehové linie pohyboval v rekultivované krajině od 0 do 1,06, a v rekultivované krajině od 0 do 0,33. Při porovnání denzity na m² vodní plochy se pak počet skokanů skřehotavých pohyboval v DB v intervalu od 0 do 0,75 skokanů/m², v DNT v od 0 do 1,00 skokanů/m². I v tomto případě tak byly výsledky ovlivněny způsobem stanovení denzity, avšak ne natolik, aby stejně jako při porovnání lokalit DB a DNT došlo k rozdílnému výsledku statistického testování.

Z pohledu výskytu jednotlivých druhů se všech 8 zjištěných druhů obojživelníků vyskytovalo v rekultivované krajině, z tohoto pohledu je tedy budování drobných náhradních stanovišť pro obojživelníky na rekultivacích velmi významné. V krajině přímo nedotčené těžbou reprezentovanou předpolím dolů se vyskytovalo pouze 5 druhů obojživelníků, nebyl zde zjištěn výskyt skokana štíhlého, ropuchy zelené a ropuchy obecné. Absence nálezů skokana štíhlého již byla diskutována výše a souvisí nejpravděpodobněji s pozdějším zahájením průzkumů. Tento důvod mohl být rovněž příčinou absence nálezů i ropuchy obecné v předpolí dolů a mohl přispět k malému počtu nálezů i v rekultivované krajině.

Ropucha zelená se vyskytuje spíše v otevřené řídké zarostlé krajině s množstvím periodických tůní (Moravec, 2019; Zavadil a kol., 2011) a její nepřítomnost v předpolí dolů není překvapením. Vzhledem k tomu, že předpolí nebylo přímo dotčenou těžbou, vyskytují se zde husté lesní a travní porosty v pokročilé fázi sukcese, naproti tomu zde absentují vyjma polních cest výraznější disturbance, které by vedly k narušování drnu a vzniku vhodných podmínek pro tento druh. Výskyt ropuchy zelené byl prokázán pouze v rekultivované krajině, a to ve dvou tůních vybudovaných u části výsypky Pokrok ponechané spontánní sukcesí, v ostatních částech rekultivované krajiny nebyl její výskyt v tůních zjištěn.

Přítomnost ropuchy zelené v tůních u výsypky Pokrok mohla být ovlivněna právě blízkostí sukcesní plochy. Na důležitost těžbou narušených ploch ponechaných spontánní sukcesí pro ochranu obojživelníků již upozorňovali například Doležalová a kol. (2012), Gremlica a kol. (2011), Melichar a kol. (2019), Řehounek a kol. (2015), Vojar (2006; 2007), Vojar et al. (2016) a Zavadil a kol. (2011). Ponechání alespoň části výsypek spontánní sukcesí, jak navrhuje Prach et al. (2011), by bylo vhodným opatřením pro ochranu především těch druhů obojživelníků, kteří upřednostňují otevřenou nezarostlou krajinu. I plochy výsypek však bez následného managementu s postupující sukcesí zarostou (Vojar, 2007) a jejich management

bude v budoucnu pro udržení populací obojživelníků vázaných na tento typ krajiny nezbytností. Vzhledem k tomu, že se jedná o oligotrofní stanoviště (Melichar a kol., 2019; Řehounek a kol., 2015), bude zapotřebí takových managementových zásahů pravděpodobně méně a jejich potřeba vyvstane až později v porovnání s krajinou rekultivovanou.

Další výzkumy v oblasti výskytu obojživelníků v důlní krajině by mohly cíleně řešit otázky, jakým způsobem ovlivňuje charakter okolní krajiny a vzdálenost vhodných terestrických stanovišť osídlení uměle vybudovaných tůní jednotlivými druhy obojživelníků.

Každopádně lze konstatovat, že „zelení“ skokani jsou absolutně nejhojnějším a nejčastějším zástupcem obojživelníků v záměrně vytvořených tůňkách v území Severočeských dolů, a. s., což napohled působí jako pozitivní jev vzhledem k tomu, že dle zákona jde o chráněný druh vedený v kategorii kriticky ohrožených. Jeho intenzita výskytu v tůních vybudovaných v krajině rekultivované i v krajině, která nebyla přímo dotčena těžbou ukazuje na jeho dobrou přizpůsobivost (Moravec, 2019; Zavadil a kol., 2011). Vysoký podíl nově vybudovaných tůní obsazených tímto druhem, který dosáhl v DB 86,7 % a v DNT 81,3 %, ukazuje na potenciál k rychlému osídlení nových biotopů. To dokládá i práce Vojar et al. (2016), kdy tento druh osídlil nejvyšší podíl tůní ze všech zjištěných druhů jak na rekultivovaných (49 %), tak i sukcesních plochách (62 %) Severočeské uhelné pánve. Je proto k zamyšlení, proč právě tento druh je kriticky ohroženým druhem dle vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody, na rozdíl od skokana hnědého, kterému dle zmíněné vyhlášky určena zvláštní ochrana není. Nižší četnost nálezů skokana hnědého při svých průzkumech, ale i v rámci dalších studií, viz například Smolová a kol. (2010) nebo Vojar et al. (2016), ukazuje na potřebu vyšší ochrany skokana hnědého.

6.1.3 Diverzita dle Jaccardova koeficientu

Při vzájemném porovnání tůní uvnitř lokalit bylo na obou lokalitách dosaženo podobných výsledků, kdy se druhová diverzita jednotlivých tůní vůbec nepodobala, nebo naopak mezi některými tůněmi byla zjištěna naprostá shoda ve vyskytujících se druzích. Z výsledků Jaccardova koeficientu je tak zřejmé, že druhová diverzita tůní se mnohdy dosti odlišuje. Příčinu lze hledat ve více faktorech. Jedním z nich jsou rozdílné požadavky obojživelníků na podobu biotopu (Moravec, 2019; Zavadil a kol., 2011). Ačkoliv byly tůně vybudovány dle jednoho schématu, rok jejich vzniku se různí, a tak v důsledku postupné sukcese dochází ke změnám, které se projevují především odlišnou úrovní rozvoje litorální vegetace, jejíž podíl na vodní ploše má na přítomnost obojživelníků vliv (Vojar, 2007; Vojar et al., 2016; Zavadil a kol., 2011). Nepřítomnost obojživelníků mohla být rovněž ovlivněna fyzikálně-chemickými parametry vody (Vojar et al., 2016), které nebyly v rámci mé práce posuzovány. Dalším omezujícím faktorem může být ztížená dostupnost těchto vodních útvarů pro obojživelníky v důsledku různých překážek migrace (Baker et al., 2011; Vojar, 2007) nebo nedostupnost nejbližších zdrojových populací (Baker et al., 2011; Brown et al., 2012; Rannap et al., 2009; Vojar, 2007).

6.2 Ověření závislosti počtu zjištěných druhů na stáří tůň

Test byl proveden za každou lokalitu zvlášť z důvodu rozdílného množství zjištěných druhů na jednotlivých lokalitách. Výsledky lineární regrese neprokázaly závislost počtu druhů na stáří tůň ani na jedné lokalitě.

Výsledky za DB ukázaly mírně se zvyšující počet druhů v mladších tůňkách, naproti tomu v DNT byl tento trend opačný. V DB bylo nejvíce druhů zaznamenáno v tůňích z roku 2015 a 2019, v DNT pak v tůňích z roku 2013, 2014 a 2015. Na obou lokalitách tedy byly shodně jedněmi z tůň s nejvyšší diverzitou tůň z roku 2015. Výsledky mohly být ovlivněny skutečností, že některé věkové kategorie tůň byly zastoupeny jen málo a v případě DNT nebyly vůbec v testu zastoupeny tůň vybudované v letech 2016 a 2017.

Má zjištění tak neodpovídají výsledkům Laan & Verboom (1990), kteří prokázali pozitivní korelaci mezi věkem nově vytvořených tůň a počtem v nich zachycených druhů, a naopak jsou v souladu se zjištěními Lambert et al. (2021), kteří rovněž nepotvrdili závislost mezi stářím tůň a počtem v nich vyskytujícími se druhů, přičemž i jejich studie se rovněž jako v mém případě týkala nově vybudovaných vodních útvarů.

Nenalezení závislosti mezi stářím tůň a počtem zjištěných druhů lze vysvětlit tím, že, jak již bylo uvedeno výše u vyhodnocení Jaccardova koeficientu, přítomnost obojživelníků je ovlivněna jinými faktory, kterými jsou například podíl litorální vegetace, vodivost vody nebo dostupnost nejbližších zdrojových populací.

6.3 Zhodnocení provedených kompenzačních opatření

Jak již bylo diskutováno výše, vybudování tůň dle jednoho schématu nemusí znamenat stejně úspěšné osídlení všech těchto tůň.

Základním předpokladem úspěchu je voda, kdy vybudovat tůň se schopností zadržovat vodu a poskytnout obojživelníkům dostatečný čas na dokončení vývoje nemusí být jednoduché (Pechmann et al. 2001). V době monitorování tůň bylo na území DB téměř 9 % tůň trvale suchých, zatímco v DNT byla voda alespoň po část sezóny ve všech pravidelně monitorovaných tůňích. Na obou lokalitách se však vyskytly tůň, které nebyly schopny zadržet vodu po celou sezónu, což se v případě T12 v DB projevilo vyschnutím tůň a následným jistým úhynem vyvíjejících se obojživelníků v tůň. Jednalo se o tůň s nejvyšší diverzitou rozmnožujících se obojživelníků v rámci obou lokalit. Prokazatelně se zde rozmnožovalo 5 druhů. Ačkoliv mohou být efemérní vody více ohroženy vyschnutím a být tak příčinou zmaření vývoje larev (Paton & Crouch, 2002; Semlitsch et al., 2015), jsou pro obojživelníky velmi vhodné, protože se v těchto vodách nevyskytují ryby, které jsou významným predátorem obojživelníků (Hartel et al., 2007; Ficetola & De Bernardi, 2004; Magnus & Rannap, 2019; Paton & Crouch, 2002; Semlitsch et al., 2015). Zjištěná rozdílná schopnost zadržovat vodu i v rámci tůň vybudovaných na jednom místě ukazuje na potřebu budování více vodních ploch ve skupinách, aby v případě vyschnutí některé z tůň zůstaly podmínky pro obojživelníky na lokalitě nadále příznivé (Petranka et al., 2007; Rannap et al., 2009).

Prokazatelně se obojživelníci rozmnožili v 55,9 % tůň na lokalitě DB a v 43,8 % tůň na lokalitě DNT. Přestože tak byly všechny tůň vybudovány podle stejného schématu za účelem vytvoření vhodných podmínek pro rozmnožování obojživelníků, jako je především

mírný sklon břehů (Vojar, 2007, Zavadil a kol., 2011) s mělkými částmi pro rozmnožování (Mikátová & Vlašín, 2002), jejich charakteristiky se liší, a to především s ohledem na sukcesní stádium, ve kterém se právě nachází. Na základě odhadu vegetačního pokryvu bylo zjištěno, že obojživelníci se rozmnožovali v tůních, kde podíl litorální vegetace na vodní ploše představoval 20-80 %, což koresponduje se zjištěním Vojar et al. (2016), kteří uvádějí nejvyšší výskyt obojživelníků v tůních s vegetačním pokryvem mezi 5 až 75 %. U tůní, jejichž vegetační pokryv dosáhl 90 %, se obojživelníci nerozmnožili (2 tůně). Rovněž nebylo zjištěno rozmnožování v tůních bez litorální vegetace (celkem 6 tůní). Přestože závislost rozmnožování obojživelníků na množství vegetace v tůni nebyla otestována, na základě dosažených výsledků Vojar et al. (2016) a v souladu s dalšími autory (Oldham et al., 2000; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011) lze konstatovat, že tyto faktory mohly zapříčinit nezáměr obojživelníků o takové místo k rozmnožování. Zastínění vodní plochy z 80 % a více u tří tůní bylo nejen pravděpodobnou příčinou absence litorální vegetace (Oldham et al., 2000), ale také pravděpodobným důvodem, proč se obojživelníci ani v těchto tůních nerozmnožovali (Baker et al., 2011; Ficetola & De Bernardi, 2004; Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil a kol., 2011).

Nadměrný rozvoj litorální vegetace, zjištěný v některých tůních, může být u starších tůní výsledkem přirozené sukcese (Zavadil a kol., 2011). Pro zachování tůní v takovém stavu, aby mohly nadále sloužit účelu, za jakým byly vytvořeny, bude třeba provést některé managementové zásahy, a to omezení rozvoje vegetace, či její částečné nebo úplné odstranění (Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil a kol., 2011). Možným důvodem nadměrného rozvoje makrofyt u dvou tůní vybudovaných v roce 2019 u paty výsypky Pokrok byla eutrofizace. Břehová linie předmětných tůní v době nejvyšší hladiny vody zasahovala až na hranici zemědělského pozemku, na kterém byla pěstována hořčice. Samotné odstranění litorální vegetace či omezení jejího růstu tak nevyřeší primární problém, kterým je možné znečištění vody hnojivými látkami. Řešením tak může být vybudování ochranného travnatého pásu (Melichar a kol., 2019). U některých tůní bylo zjištěno zazemňování sesuvem břehů, což je rovněž jednou z příčin jejich postupného zániku (Mikátová & Vlašín, 2002). I u těchto tůní bude k zachování či obnovení jejich funkcí potřeba provést managementové zásahy vedoucí k jejich vyčištění (Baker et al., 2011; Zavadil a kol., 2011).

Z celkového počtu 50 pravidelně monitorovaných tůní, jich v součtu za obě lokality 52,0 % sloužilo obojživelníkům k rozmnožování a celkem v 84,0 % tůní byl zjištěn výskyt obojživelníků. Z pohledu výskytu obojživelníků byly mírně úspěšnější tůně vybudované na lokalitě DNT, kde bylo obojživelníky osídleno celkem 87,5 % tůní proti DB, kde byli obojživelníci zjištěni na 82,4 % tůní. Pakliže srovnáme výsledky mého průzkumu s dosaženými výsledky práce Vojar et al. (2016), kteří zjistili vyšší obsazenost vodních ploch na technicky nerekulitovaných částech výsypek, a to 88,5 % na sukcesních plochách proti 69,4 % na technicky rekulitovaných částech výsypek, lze říci, že pakliže jsou kompenzační opatření pro podporu obojživelníků v krajině provedena na základě respektování jejich potřeb (Rannap et al., 2009; Semlitsch, 2002; Vojar, 2007), v tomto případě vybudovány tůně odpovídajících parametrů, lze dosáhnout velmi podobných výsledků. Je tedy možné konstatovat, že takové uměle vytvořené vodní útvary jsou pro obojživelníky stejně vhodné, jako přirozeně vzniklé vodní plochy (Brown et al., 2012) a provedená drobná kompenzační opatření, sestávající se z vybudování takových náhradních stanovišť – tůní pro obojživelníky, jsou úspěšná. I přes rizika spojená s nedostatečně dlouhou hyperperiodou tak lze na základě výsledků mé práce

považovat budování malých tůní za vhodná opatření pro podporu obojživelníků v těžbou dotčené krajině a jejich další tvorbu Severočekým dolům doporučit (srov. Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Shoo et al., 2011; Zavadil a kol., 2011).

V roce 2021, kdy byl prováděn průzkum lokalit, byly nejmladší hodnocené tůně pouze 2 roky staré. I u těchto tůní však byl pozorován nejen výskyt obojživelníků, ale i jejich rozmnožování. V DB v jedné z tůní u paty výsypky Pokrok, kde byly tůně vybudovány v roce 2019, se rozmnožily 4 druhy obojživelníků. Úspěšnost provedených opatření tak lze zhodnotit již v horizontu dvou let (Brown et al., 2012). Obojživelníci nové tůně tak osídlili poměrně rychle, což ukazuje na jejich vhodné umístění v krajině s ohledem na dostupnost zdrojových populací (Baker et al., 2011; Brown et al., 2012; Rannap et al., 2009; Vojar, 2007) a disperzní schopnosti jednotlivých druhů (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011). To potvrzuje i rozmnožování čolků v nových tůních, jejichž disperzní schopnosti jsou z obojživelníků zdaleka nejvíce omezeny (Vojar, 2007).

Celkem 8,8 % tůní v DB a 12,5 % tůní v DNT bylo sice zavodněno v průběhu sezóny, ale nebyl zde zjištěn výskyt žádného z obojživelníků. Pouze výskyt dospělých jedinců nebo juvenilů bez známek rozmnožování byl zjištěn na 26,5 % tůní v DB a 43,8 % tůní DNT, z čehož lze usuzovat, že se obojživelníci v průběhu roku neomezují pouze na jedno vodní stanoviště (Hartel et al., 2007; Mikátová & Vlašín, 2002; Trochet et al., 2014; Vojar, 2007; Zavadil a kol., 2011) a jedinci v suchozemské fázi života se tak mohou vyskytovat i na místech, kde k rozmnožování nedochází (Mikátová & Vlašín, 2002; Unglaub et al., 2015), a to z různých důvodů. S ohledem na množství migrací, které obojživelníci v průběhu života podnikají, slouží takové tůně například při cestách za potravou (Mikátová & Vlašín, 2002), či v případě juvenilních jedinců při jejich rozptýlení z místa narození do okolí (Semlitsch, 2008). Výskyt juvenilních jedinců v tůních na lokalitách DB a DNT, ve kterých nebylo zjištěno rozmnožování, ukazuje na skutečnost, že tato uměle vytvořená náhradní stanoviště jsou osídlována či přechodně využívána čerstvě metamorfovanými jedinci na jejich rozptýlení z rodného biotopu na nová stanoviště, kdy tak tyto vodní útvary mohou při migracích pomoci eliminovat rizika plynoucí například z dehydratace (Hartel et al., 2007; Lertzman-Lepofsky et al., 2020; Semlitsch, 2002; Semlitsch, 2008; Vojar, 2007). Větší množství různorodých stanovišť zvyšuje konektivitu krajiny (Baker et al., 2011; Zavadil a kol., 2011) a umožňuje obojživelníkům migraci mezi jednotlivými metapopulacemi (Baker et al., 2011; Semlitsch, 2002), ale i na místa, na kterých z různých důvodů došlo k lokálnímu vyhynutí (Blaustein et al., 1994). Pakliže je úbytek stanovišť a fragmentace krajiny považován za jednu z hlavních příčin úbytku obojživelníků (Alford & Richards, 1999; Beebee & Griffiths, 2005; Brown et al., 2012; Collins & Storfer, 2003; Cushman, 2006; Gallant et al., 2007; Hartel et al., 2007; Nowakowski et al., 2017; Smith & Green, 2005; Storfer, 2003; Stuart et al., 2004; Trochet et al., 2014), lze i tůně, u kterých nebylo zjištěno rozmnožování, považovat za prvky přispívající ke konektivitě krajiny a naplňující tak účel, za kterým byly vytvořeny, tj. podporující výskyt obojživelníků v krajině.

6.4 Podpora výskytu obojživelníků v důlní krajině

Oba doly, jejichž území bylo předmětem studia, jsou stále aktivní a dochází tak nadále k přeměně krajiny (Pecharová a kol., 2011; Vráblíková a kol., 2009) a zániku tůní, mokřadů i dalších přírodních ekosystémů (Vymazal & Sklenička, 2012). Naproti tomu s postupující

těžbou dochází k postupným rekultivacím vytěžených ploch a výsypek (Severočeské doly, 2021). Přestože je přirozená sukcese doporučovaná jako nejvhodnější způsob obnovy krajiny z důvodu lepších podmínek pro výskyt vzácných a ohrožených druhů, než poskytuje krajina obnovená pomocí klasických rekultivačních postupů (Doležalová a kol., 2012; Gremlica a kol., 2011; Prach et al., 2011; Řehounek a kol., 2015), byla studijní oblast DB a DNT ve velké míře obnovená právě za použití druhého z uvedených způsobů. Dle Výroční zprávy společnosti Severočeské doly a. s. (2021) bylo na území Dolu Bílina a Dolů Nástup Tušimice provedeno dosud téměř 6 tis. ha rekultivací, z toho bylo ostatními způsoby rekultivací obnoven 9,4 % a vodní rekultivace byly provedeny na 3,4 % plochy. Převažují tak plochy rekultivované pomocí zemědělské a lesnické rekultivace. Vodní plochy vytvořené v rámci klasických rekultivačních postupů nejsou pro obojživelníky příliš vhodné, ať už z důvodu nadměrné hloubky, strmých břehů a nedostatečně rozvinuté litorální vegetace (Gremlica a kol., 2011; Vojar et al., 2016), ale často i kvůli přítomnosti ryb, které jsou do plošně rozsáhlejších nádrží častěji zavlékány (Kolář et al., 2017).

Výsledky mé práce dokazují, že i v rekultivované krajině mohou obojživelníci s mírnou podporou prosperovat, což je v souladu s dosaženými výsledky Lannoo et al. (2009), Terrell et al. (2014) či Lambert et al. (2021). S ohledem na dosažené výsledky Vojar et al. (2016) a Kolář et al. (2017) je však pro podporu obojživelníků v krajině rekultivované pomocí klasických rekultivačních postupů vhodné provádět opatření v podobě budování menších vodních útvarů, které mohou vhodně doplnit stávající větší nádrže a podpořit tak biodiverzitu v krajině (Scheffer et al., 2006). Vybudování většího počtu tůní na jednom místě pak může eliminovat rizika plynoucí z neschopnosti některých tůní zadržovat vodu (Petranka et al., 2007; Rannap et al., 2009).

Přítomnost ropuchy zelené, čolka velkého a kuňky obecné, kteří jsou dle Národního červeného seznamu (Jeřábková a kol., 2017) považovány za druhy ohrožené, ukazuje na skutečnost, že vybudované tůně splňují požadavky ohrožených druhů. Takto budované tůně podporují vyšší druhovou diverzitu obojživelníků v krajině, protože zatímco vodní plochy splňující požadavky ohrožených druhů vyhovují i druhům běžným, naopak tomu již tak není (Ficetola & De Bernardi, 2004). Tomu odpovídají i mé výsledky, kdy se ohrožené druhy vyskytovaly vždy v tůních, kde se vyskytovaly i druhy běžnější, jako čolek obecný či skokan skřehotavý. Prioritou by tak mělo být budování vodních ploch splňujících nároky ohrožených druhů.

Při uvažování o umístění tůní je zapotřebí zohlednit povahu okolní krajiny a vyvarovat se budování tůní na místech, na kterých by byly tůně nadměrně zastíněny (Baker et al., 2011; Magnus & Rannap, 2019; Zavadil a kol., 2011) či v těsné blízkosti produkčních zemědělských půd, které by mohly podporovat nežádoucí nadměrný rozvoj litorální vegetace (Melichar a kol., 2019) i znečišťovat samotné prostředí tůně (Mikátová & Vlašín, 2002). Přirozená sukcese vede k postupnému zarůstání a zazemňování tůní, v důsledku kterých tůně postupně přestávají plnit účel, pro který byly vybudovány. Za tímto účelem je zapotřebí provádět řadu managementových zásahů spočívajících v obnovení tůně a navrácení sukcese do jejího počátku (Zavadil a kol., 2011). Vzhledem k poměrně velkým plochám, obnoveným pomocí zemědělských rekultivací, se nabízí řešení v podobě extenzivní pastvy, která působí proti zarůstání biotopů (Baker et al., 2011; Curado et al., 2011; Hartel & von Wehrden, 2013; Zavadil a kol., 2011).

Zjištěná druhová diverzita na lokalitách DB a DNT je nižší než druhová diverzita běžná pro okolní oblasti (Nálezová databáze AOPK, <https://portal.nature.cz>, přístup 16. 4. 2021). K podobným závěrům došli například z domácích studií Vojar et al. (2016) a ze zahraničních Galán (1997) nebo Timm & Meretsky (2004).

Důvody absence nálezů některých druhů jsem se již zabývala v kapitole 6.1, kdy nezachycení některých druhů může souviset s metodikou průzkumu a životní strategií jednotlivých druhů (například pouze denní průzkumy mohou ovlivnit zachycení druhů s nočním životem), obdobím průzkumu, relativní vzácností některých druhů v dané oblasti, ale například také i nízkou nadmořskou výškou lokality jako v případě čolka horského (Moravec, 2019; Zwach, 2009). Ten se na lokalitách s nadmořskou výškou pod 250 m vyskytuje spíše vzácně (Moravec, 2019), přičemž jeho nejhojnější výskyt je v lokalitách od 350 do 1 400 m. n. m. (Zwach, 2009). Tyto podmínky nesplňuje lokalita DB, kde se tůně vyskytují v nadmořské výšce přibližně od 184 do 280 m. n. m., ačkoliv již dříve byl výskyt čolka horského v okolí Bíliny prokázán (Bejček & Šťastný, 2000). Lokalita DNT je však položena výše a jednotlivé tůně jsou zde vybudovány v nadmořské výšce od 324 do 366 m, rovněž jsou tu také v porovnání s lokalitou DB rozvinutější lesní porosty. Výskyt čolka horského by se tak na základě těchto faktorů dal očekávat. Galán (1997) dává nižší diverzitu obnovených ploch do souvislosti s tím, že některé druhy mohou vyžadovat mikrohabitáty, které vznikají delší dobu, jako například spadlé stromy. Právě přítomností pokácených kmenů stromů, kulatin a dalších materiálů, které mohou sloužit obojživelníkům jako úkryty, vysvětlují Lambert et al. (2021), proč nenalezli závislost na vzdálenosti lesa u čtyř z pěti zkoumaných druhů obojživelníků, přestože se jednalo o původně zalesněnou krajinu a závislost lesa tak byla předpokládána. Náhradní opatření pro podporu obojživelníků v krajině by se tak s ohledem na charakter krajiny měl zaměřovat i na budování stanovišť terestrických (Brown et al., 2012). Vzájemná vzdálenost vodních a okolních terestrických stanovišť by měla respektovat distribuční rozsah obojživelníků, který se liší mezi druhy (Rittenhouse & Semlitsch, 2007).

Na základě dosažených výsledků lze budování náhradních stanovišť v rekultivované krajině opakovaně doporučit jako vhodné opatření pro podporu výskytu obojživelníků. Jejich budování s ohledem na potřeby obojživelníků významně rozšiřuje nabídku stanovišť pro rozmnožování a pomáhá obnovit konektivitu krajiny, čímž přispívá k životaschopnosti místních populací.

Jak postupuje těžba a plní se kapacita vnitřních výsypek dolu, vznikají nové a nové plochy, které jsou nebo v budoucnu budou předmětem obnovy krajiny. To s sebou přináší další příležitosti pro obnovu krajiny v souladu s nejnovějšími poznatky tak, aby byla přátelská nejen vůči obojživelníkům, ale i dalším druhům a vytvářela jim vhodné podmínky pro život.

7 Závěr

- Ve studovaných územích se podařilo prokázat výskyt 8 druhů obojživelníků (*Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Bombina bombina*, *Pelophylax ridibundus*, *Rana temporaria*, *Rana dalmatina*, *Lissotriton vulgaris* a *Triturus cristatus*), z toho všechny druhy se vyskytovaly na území Dolu Bílina a 5 druhů na území Dolů Nástup Tušimice, kde chyběly druhy *Bufo viridis*, *Bombina bombina* a *Rana dalmatina*. Lokalita Bílina hostila více druhů hodnocených Národním červeným seznamem (Jeřábková a kol., 2017) jako ohrožených, a to konkrétně čolka velkého, kuňku obecnou a ropuchu zelenou, naproti tomu na lokalitě Tušimice byl zjištěn z těchto druhů pouze výskyt čolka velkého.
- Na území dolu Bílina bylo obojživelníky osídleno 82,4 % pro ně vybudovaných tůní a v 55,9 % tůní se obojživelníci prokazatelně rozmnožili. Na území Dolů Nástup Tušimice obojživelníci osídlili 87,5 % tůní a 43,8 % tůní sloužilo k rozmnožování.
- Hlavní hypotéza této práce, tj. že osídlování tůní probíhá postupně, a proto mají starší tůně vyšší druhovou diverzitu obojživelníků, nebyla potvrzena. Rovněž nebyla potvrzena hypotéza předpokládající rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých mezi lokalitami DB a DNT ani hypotéza předpokládající rozdíly v denzitě skokanů skřehotavých mezi rekultivovanou krajinou a krajinou přímo nedotčenou těžbou, přičemž na výsledky statistického hodnocení nemělo vliv, zda byla denzita stanovena na m² plochy vodní hladiny nebo na metr délky břehové linie.
- Na základě výsledků lze potvrdit, že uměle vybudované tůně mohou být pro obojživelníky stejně vhodné, jako tůně vzniklé přirozeným způsobem (Brown et al., 2012, Lambert et al., 2021) a jejich budování v souladu s nároky ohrožených druhů podporuje diverzitu obojživelníků v krajině (Ficetola & De Bernardi, 2004).
- Ačkoliv je technicky rekultivovaná krajina považována z pohledu obojživelníků za méně vhodnou z důvodu absence obojživelníky preferovaných vodních ploch (Gremlica a kol., 2011; Vojar et al., 2016), výsledky mé práce potvrzují, že pakliže jsou přijata vhodná opatření spočívající v budování náhradních stanovišť a jejich následném managementu, může i krajina obnovená pomocí technických rekultivací poskytnout příznivé podmínky pro výskyt obojživelníků.

8 Doporučení pro praxi

- S ohledem na pokračující těžbu a rozšiřování dalších ploch určených k obnově doporučuji pokračovat v dalším budování tůní v důlní krajině, jelikož se prokázalo, že tato opatření pro podporu obojživelníků jsou vysoce účinná.
- Tůně budované dle specifických nároků ohrožených druhů splňují nároky i běžnějších druhů a jejich budování podpoří diverzitu obojživelníků v krajině.
- Vhodné je budovat tůně po skupinách, jelikož schopnost zadržovat vodu vybudovanými tůněmi je různá. Větší množství tůní vybudovaných na jednom místě zajistí příznivé podmínky pro obojživelníky i v případě vyschnutí některé z tůní (Petranka et al., 2007; Rannap et al., 2009).
- Vybudování hustější sítě tůní přispěje ke snížení negativních dopadů fragmentace krajiny na obojživelníky. Vyšší hustota stanovišť usnadní migraci a umožní propojení metapopulací (Baker et al., 2011; Semlitsch, 2002), což přispěje k jejich životaschopnosti (Cushman, 2006; Semlitsch, 2002; Vojar, 2007).
- Pravidelný management tůní, zejména periodické odbahnění, přispěje nejen k prodloužení životnosti tůní, ale zajistí zachování jejich charakteristik, které jsou pro výskyt obojživelníků důležité.

9 Literatura

- Alford, R. A., Richards, S. J. 1999. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 30. 133-165. doi:10.1146/annurev.ecolsys.30.1.133.
- Allentoft, M. E., O'Brien, J. 2010. Global Amphibian Declines, Loss of Genetic Diversity and Fitness: A Review. *Diversity*. 2(1). 47-71. ISSN 1424-2818. doi:10.3390/d2010047.
- AmphibiaWeb. 2022. Information on amphibian biology and conservation. [cit. 2022-02-16]. Dostupné z: <<https://amphibiaweb.org/>>.
- AOPK ČR. 2021. Nálezová databáze ochrany přírody. [on-line databáze]. [cit. 2021-04-16 a 2021-12-05]. Dostupné z: <<https://portal.nature.cz/>>.
- Arntzen, J. W., Abrahams, C., Meilink, W. R. M., Iosif, R., Zuiderwijk, A. 2017. Amphibian decline, pond loss and reduced population connectivity under agricultural intensification over a 38 year period. *Biodiversity and Conservation*. 26. 1411-1430. doi:10.1007/s10531-017-1307-y.
- Ashpole, S. L., Bishop, Ch. A., Murphy, S. D. 2018. Reconnecting amphibian habitat through small pond construction and enhancement, south Okanagan River Valley, British Columbia, Canada. *Diversity*. 10(4). 108. doi:10.3390/d10040108.
- Baker, J., Beebee, T., Gent, T., Orchard, D. 2011. *Amphibian Habitat Management Handbook*. Bournemouth. Amphibian and Reptile Conservation. ISBN 978-0-9566717-1-4.
- Beebee, T. J. C., Griffiths, R. A. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*. 125(3). 271-285. doi:10.1016/j.biocon.2005.04.009.
- Bejček, V., Šťastný, K. 1999. *Fauna Tušimická*. Grada. Praha. 71 s. ISBN: 80-7169-875-X.
- Bejček, V., Šťastný, K. 2000. *Fauna Bilinská*. Grada. Praha. 155 s. ISBN: 80-7169-695-1.
- BioLib. 2021. Biological Library. Nástroj pro výpočet mapovacích čtverců metodou KFME. [cit. 2021-11-12]. Dostupné z: <<https://www.biolib.cz/cz/toolKFME/>>.
- Blaustein, A. R., Wake, D. B., Sousa, W. P. 1994. Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology*. 8(1). 60-71. doi:10.1046/j.1523-1739.1994.08010060.x.
- Brown, D. J., Street, G. M., Nairn, R. W., Forstner, M. R. J. 2012. A Place to Call Home: Amphibian Use of Created and Restored Wetlands. *International Journal of Ecology*. 2012. 1-11. doi:10.1155/2012/989872.
- Collins, J. P., Storfer, A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*. 9(2). 89-98. doi:10.1046/j.1472-4642.2003.00012.x.
- Curado, N., Hartel T., Arntzen, J. W. 2011. Amphibian pond loss as a function of landscape change – A case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation*. 144(5). 1610-1618. doi:10.1016/j.biocon.2011.02.011.

- Cushman, S. A. 2006. Effect of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*. 128(2). 231-240. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.031.
- Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M. 2012. Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody*. 67(5). 10-13. ISSN: 1210-258X.
- Ficetola, G. F., De Bernardi, F. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*. 119(2). 219-230. doi:10.1016/j.biocon.2003.11.004.
- Galán, P. 1997. Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*. 79(2-3). 187-195. doi:10.1016/S0006-3207(96)00097-3.
- Gallant, A. L., Klaver, R. W., Casper, G. S., Lannoo, M. J. 2007. Global Rates of Habitat Loss and Implications for Amphibian Conservation. *Copeia*. 2007(4). 967-979. doi:10.1643/0045-8511(2007)7[967:GROHLA]2.0.CO;2.
- Green, D. M., Lannoo, M. J., Lesbarreres, D., Muths, E. 2020. Amphibian Population Declines: 30 Years of Progress in Confronting a Complex Problem. *Herpetologica*. 76(2). 97-100. doi:10.1655/0018-0831-76.2.97.
- Gremlica, T., Čilek, V., Vrabec, V., Zavadil, V., Lepšová, A. 2011. *Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin*. Praha: Ústav pro ekopolitiku.
- Hartel, T., von Wehrden, H. 2013. Farmed Areas Predict the Distribution of Amphibian Ponds in a Traditional Rural Landscape. *PLoS ONE*. 8(5). E63649. doi:10.1371/journal.pone.0063649.
- Hartel, T., Öllerer, K., Szilárd, N. 2007. Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare Basin. *Biologia. Acta Scientiarum Transylvanica*. 15(1). 109-132. ISSN: 1842-5070.
- 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(1). 63-78.
- Hendrychová, M., Kabrna, M. 2016. An analysis of 200-year-long changes in a landscape affected by large-scale surface coal mining: History, present and future. *Applied geography*. 74(14). 151-159. doi:10.1016/j.apgeog.2016.07.009.
- Hendrychová, M., Svobodova, K., Kabrna, M. 2020. Mine reclamation planning and management: Integrating natural habitats into post-mining land use. *Resources Policy*. 69. 101882. doi:10.1016/j.resourpol.2020.101882.
- Chuman, T. 2015. Restoration Practices Used on Post Mining Sites and Industrial Deposits in the Czech Republic with an Example of Natural Restoration of Granodiorite Quarries and Spoil Heaps. *Journal of Landscape Ecology*. 8(2). 29-46. ISSN: 1805-4196. doi:10.1515/jlecol-2015-0007.

- IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3 [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: <<https://www.iucnredlist.org/>>.
- Jarkovský, J., Littnerová, S., Dušek, L. 2012. *Statistické hodnocení biodiverzity*. Brno. Akademické nakladatelství CERM. ISBN 978-80-7204-790-1.
- Jeřábková, L., Krása, A., Zavadil, V., Mikátová, B., Rozínek, R. 2017. Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. *Příroda*. 34. 83-106. ISBN: 978-80-88076-46-9.
- Kolář, V., Tichanek, F., Tropek, R. 2017. Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps. *Ecological Engineering*. 99. 310-315. doi:10.1016/j.ecoleng.2016.11.042.
- Laan, R., Verboom, B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*. 54. 251-262. doi:10.1016/0006-3207(90)90055-T
- Lambert, M., Drayer, A. N., Leuenberger, W., Price, S. J., Barton, Ch. 2021. Evaluation of created wetlands as amphibian habitat on a reforested surface mine. *Ecological Engineering*. 171. 106386. doi:10.1016/j.ecoleng.2021.106386.
- Langton, T. E. S., Beckett, C. L. & Foster, J. P. 2001. *Great Crested Newt Conservation Handbook*. Halsworth. Froglife. ISBN: 0952110644.
- Lannoo, M. J., Kinney, V. C, Heemeyer, J. L., Engbrecht, N. J., Gallant, A. L., Klaver, R. W. 2009. Mine spoil prairies expand critical habitat for endangered and threatened amphibian and reptile species. *Diversity*. 1(2). 118-132. doi:10.3390/d1020118.
- Lertzman-Lepofsky, G. F., Kissel, A. M., Sinervo, B., Palen, W. J. 2020. Water loss and temperature interact to compound amphibian vulnerability to climate change. *Global Change Biology*. 26(9). 4868-4879. doi:10.1111/gcb.15231.
- Letecká mapa ČR [online]. Seznam.cz, a. s. 25. června 2019 [cit. 2021-04-15]. Dostupné z: <<https://mapy.cz/zakladni?x=13.5846077&y=50.5279854&z=11&base=ophoto>>.
- Magnus, R., Rannap, R. 2019. Pond construction for threatened amphibians is an important conservation tool, even in landscapes with extant natural water bodies. *Wetlands Ecol Manage*. 27. 323-341. doi:10.1007/s11273-019-09662-7.
- Maštera, J., Zavadil, V. a Dvořák, J. 2015. *Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky*. Praha. Academia. 179 s. Atlas (Academia). ISBN: 978-80-200-2399-5.
- Melichar, J., Pavelčík, P., Braun Kohlová, M., Frouz, J., Máca, V., Kaprová, K., Karel, J. 2019. *Metodika pro hodnocení alternativních způsobů obnovy post-těžební krajiny*. Praha. Centrum pro otázky životního prostředí, Univerzita Karlova, ATEM – Ateliér ekologických modelů.
- Mikátová, B., Vlašín, M. 2002. *Ochrana obojživelníků. Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 1*. 3. vyd. Brno: EkoCentrum.
- Ministerstvo životního prostředí. 2021. *Zpráva o životním prostředí v Ústeckém kraji*. Cenia. Praha. 52 s. ISBN: 978-80-7674-011-2.

- Moradi, J., Potocký, P., Kočárek, P., Bartuška, M., Tajovský, K., Tichánek, F., Frouz, J., Tropek, R. 2018. Influence of surface flattening on biodiversity of terrestrial arthropods during early stages of brown coal spoil heap restoration. *Journal of Environmental Management*. 220. 1-7. doi:10.1016/j.jenvman.2018.05.006.
- Moravec, J. 2019. *Obojživelníci a plazi České republiky*. Praha. Academia. Atlas (Academia). ISBN: 978-80-200-2984-3.
- Nori, J., Lemes, P., Urbina-Cardona, N., Baldo, D., Lescano, J., Loyola, R. 2015. Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation*. 191. 367-374. doi:10.1016/j.biocon.2015.07.028.
- Nowakowski, A. J., Thompson, M. E., Donnelly, M. A., Todd, B. D. 2017. Amphibian sensitivity to habitat modification is associated with population trends and species traits. *Global Ecology and Biogeography*. 26(6). 700-712. doi:10.1111/geb.12571.
- Oldham, R. S., Keeble, J., Swan, M. J. S., Jeffocote, M. 2000. Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt. *Herpetological journal*. 10. 143-155.
- Pabijan, M., Palomar, G., Antunes, B., Antoł, W., Zieliński, P., Babik, W. 2020. Evolutionary principles guiding amphibian conservation. *Evolutionary Applications*. 13. 857-878. doi:10.1111/eva.12940.
- Paton, P. W. C., Crouch, W. B. III. 2002. Using the Phenology of Pond-Breeding Amphibians to Develop Conservation Strategies. *Conservation Biology*. 16(1). 194-204. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00260.x.
- Pecharová, E., Svoboda, I., Vrbová, M. 2011. *Obnova jezerní krajiny pod Krušnými horami*. Kostelec nad Černými lesy. Lesnická práce. ISBN: 978-80-87154-35-9.
- Pechmann, J. H. K., Estes, R. A., Scott, D. E., Whitfield Gibbons, J. 2001. Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands*. 21(1). 93-111. doi: 10.1672/0277-5212(2001)021[0093:ACAUOP]2.0.CO;2.
- Petranka, J. W., Kennedy, C. A., Murray, S. S. 2003. Response of amphibians to restoration of a southern Appalachian wetland: A long-term analysis of community dynamics. *Wetlands*. 23(4). 1030-1042. doi: 10.1672/0277-5212(2003)023[1030:ROATRO]2.0.CO;2.
- Petranka, J. W., Harp, E. M., Holbrook, C. T., Hamel, J. A. 2007. Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biological conservation*. 138(3-4). 371-380. doi: 10.1016/j.biocon.2007.05.002.
- Prach, K., Řehouňková, K., Řehounek, J., Konvalinková, P. 2011. Ecological Restoration of Central European Mining Sites: A Summary of a Multi-site Analysis. *Landscape Research*. 36(2). 263-268. doi:10.1080/01426397.2010.547571.
- Rannap, R., Lõhmus, A., Briggs, L. 2009. Restoring ponds for amphibians: a success story. *Hydrobiologia*. 634. 87-95. doi:10.1007/s10750-009-9884-8.
- Rittenhouse, T. A. G., Semlitsch, R. 2007. Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands*. 27(1). 153-161. doi:10.1672/0277-5212(2007)27[153:DOAITH]2.0.CO;2.

- Řehounek, J., Řehounková, K., Tropek, R., Prach, K., ed. 2015. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Druhé, přepracované a doplněné vydání*. České Budějovice. Calla. ISBN: 978-80-87267-13-4.
- Semlitsch, R. D. 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology*. 16(3). 619-629. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00512.x.
- Semlitsch, R. D. 2008. Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. *Wildlife Management*. 72(1). 260-267. doi:10.2193/2007-082.
- Semlitsch, R. D., Peterman, W. E., Anderson, T. L., Drake, D. L., Ousterhout, B. H. 2015. Intermediate Pond Sizes Contain the Highest Density, Richness, and Diversity of Pond-Breeding Amphibians. *PLoS ONE*. 10(4). e0123055. doi:10.1371/journal.pone.0123055.
- Severočeské doly. 2021. *Výroční zpráva 2020*. Severočeské doly. Chomutov. 135 s.
- Shoo, L. P., Olson, D. H., McMenamin, S. K., Murray, K. A., Van Sluys, M., Donnelly, M. A., Stratford, D., Terhivuo, J., Merino-Viteri, A., Herbert, S. M., Bishop, P. J., Corn, P. S., Dovey, L., Griffiths, R. A., Lowe, K., Mahony, M., McCallum, H., Shuker, J. D., Simpkins, C., Skerratt, L. F., Williams, S. E., Hero, J. M. 2011. Engineering a future for amphibians under climate change. *Journal of Applied Ecology*. 48(2). 487-492. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01942.x.
- Scheffer, M., Van Geest, G. J., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M. G., Hanson, M. A., Declerck, S., De Meester, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*. 112(1). 227-231. doi:10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x.
- Sklenička, P., Molnarova K. 2010. Visual Perception of Habitats Adopted for Post-Mining Landscape Rehabilitation. *Environmental Management*. 46(3). 424-435. doi:10.1007/s00267-010-9513-3.
- 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. doi:10.1111/j.0906-7590.2005.04042.x.
- Smolová, D., Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J. 2010. *Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách*. In: Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy, Liberec. 28. s. 155-163. ISBN: 978-80-87266-04-5. ISSN: 0375-1686.
- Storfer, A. 2003. Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distributions*. 9(2). 151-163. doi:10.1046/j.1472-4642.2003.00014.x.
- Stuart, N. S., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., Waller, R. W. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*. 306(5702). 1783-1786. doi:10.1126/science.1103538.
- Svobodova, K., Sklenička, P., Molnarova, K., Šálek, M. 2012. Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic

- characteristics of respondents. *Ecological Engineering*. 43. 34-44. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.08.007.
- Štýs, S. 2014. Krajina naděje. Proměny území mezi Kadaní a Březnem. Nakl. Stanislav Srnka. Ústí nad Labem. 240 s. ISBN: 978-80-260-5855-7
- Terrell, V. C. K., Klemish, J. L., Engbrecht, N. J., May, J. A., Lannoo, P. J., Stiles, R. M., Lannoo, M. J. 2014. Amphibian and reptile colonization of reclaimed coal spoil grasslands. *Journal of North American Herpetology*. 2014(1). 59-68. ISSN: 2333-0694. doi:10.17161/jnah.vi1.11895.
- Timm, A., Meretsky, V. 2004. Anuran habitat use on abandoned and reclaimed mining areas of southwestern Indiana. *Proceedings of the Indiana Academy of Science*. 113(2). 140-146.
- Trochet, A., Moulherat, S., Calvez, O., Stevens, V. M., Clobert, J., Schmeller, D. S. 2014. A database of life-history traits of European amphibians. *Biodiversity Data Journal*. 2. e4133. doi:10.3897/BDJ.2.e4123.
- Unglaub, B., Steinfartz, S., Drechsler, A., Schmidt, B. R. 2015. Linking habitat suitability to demography in a pond-breeding amphibian. *Frontiers in Zoology*. 12(9). doi:10.1186/s12983-015-0103-3.
- Vicentini, F., Hendrychová, M., Tajovský, K., Pižl, V., Frouz, J. 2020. The Effect of Topography on Long-Term Spontaneous Development of Soil and Woody Cover on Graded and Untreated Overburden. *Forests*. 11(5). 602. doi:0.3390/f11050602.
- Vojar, J. 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica*. Praha. Czech University of Agriculture. 37(1). 35-40. ISSN: 1211-3174.
- Vojar, J. 2007. *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody*. Praha: ZO ČSOP Hasina Louny. ISBN: 978-80-254-0811-7.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M. 2012. Hnědouhelné výsypky: nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody: časopis státní ochrany přírody*. Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 67(3). 8-11. ISSN: 1210-258X.
- 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. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoleng.2016.01.028.
- Vrabec, V., Andreas, M. 2015. Rekonstrukce parkové krajiny versus ochrana fauny – metodické postupy a hledání kompromisu. (Reconstruction of park landscape versus protection of fauna: methods and seeking of Compromises.). *Sborník muzea Karlovarského kraje*. 23. 329-353. ISSN: 1803-6066.
- Vráblíková, J., Seják, J., Vráblík, P. 2009. *Metodika revitalizace krajiny v postižených regionech Podkrušnohoří*. Ústí nad Labem. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí. ISBN: 978-80-7414-195-9.

- Vrba, T. 2020. Proměny výsypky Pokrok. *Hornické listy – časopis zaměstnanců skupiny SD*. 1. 8-13.
- Vrba, T. 2021. Biodiverzita rekultivované krajiny. *Hornické listy – časopis zaměstnanců skupiny SD*. 1. 10-13.
- Vymazal, J., Sklenička, P. 2012. Restoration of areas affected by mining. *Ecological Engineering*. 43. 1-4. doi:10.1016/j.ecoleng.2012.02.008.
- Zavadil, V., Sádlo, J., Vojar, J., ed., 2011. *Biotopy našich obojživelníků a jejich management: metodika AOPK ČR*. Praha. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN: 978-80-87457-18-4.
- Zwach, I. 2009. *Obojživelníci a plazi České republiky*. Grada. Praha. 496 s. ISBN: 978-80-247-2509-3.
- Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. [cit. 2021-08-15]. Dostupné z:
<<https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/7698185c778da46fc125654b0044ddbc?OpenDocument>>.
- Zákon České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění platném k 15.08.2021. [cit. 2021-08-15]. Dostupné z:
<<https://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/%24%24OpenDominoDocument.xsp?documentId=58170589E7DC0591C125654B004E91C1&action=openDocument>>.

10 Seznam obrázků, grafů a tabulek v textu

Seznam obrázků

- Obr. 1 – Pohled do těžební jámy Dolu Bílina z výsypky Pokrok
- Obr. 2 – Jarní aspekt tůně T01 v předpolí lomu Bílina
- Obr. 3 – Letní aspekt tůně T35 v předpolí lomu Bílina
- Obr. 4 – Plocha výsypky Pokrok, ponechaná přirozené sukcesi
- Obr. 5 – Tůně T30, T31 a T32 u paty části výsypky Pokrok, ponechané přirozené sukcesi
- Obr. 6 – Letní aspekt tůně T10 v lomu Bílina
- Obr. 7 – Jarní aspekt tůně T13 v lomu Bílina
- Obr. 8 – Jarní aspekt tůně T22 v lomu Bílina
- Obr. 9 – Jarní aspekt tůně T34 v lomu Bílina
- Obr. 10 – Časně letní aspekt tůně T29 v lomu Bílina
- Obr. 11 – Jarní aspekt tůně T31 v lomu Bílina
- Obr. 12 – Jarní aspekt tůně T19 v lomu Bílina
- Obr. 13 – Jarní aspekt tůně T26 v lomu Bílina
- Obr. 14 – Pohled do těžební jámy Dolů Nástup Tušimice z výsypky Březno
- Obr. 15 – Jarní aspekt tůně T01 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 16 – Letní aspekt tůně T02 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 17 – Jarní aspekt tůně T16 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 18 – Letní aspekt tůně T18 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 19 – Jarní aspekt tůně T05 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 20 – Jarní aspekt tůně T17 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 21 – Jarní aspekt tůně T41 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 22 – Jarní aspekt tůně T43 v prostoru Dolů Nástup Tušimice
- Obr. 23 – Letní aspekt tůně T09 u obce Spořice
- Obr. 24 – Letní aspekt tůně T32 u obce Spořice
- Obr. 25 – Snůška ropuchy obecné v tůni T36 v DNT
- Obr. 26 – Juvenilní jedinec ropuchy zelené, výsypka Pokrok
- Obr. 27 – Skokan skřehotavý, tůně T22 v DB.
- Obr. 28 – Vokalizující samec kuňky obecné, tůně T10 v DB
- Obr. 29 – Samice čolka velkého, tůně T28 v DB
- Obr. 30 – Larva čolka velkého, tůně T09 v DB
- Obr. 31 – Metamorfující jedinec čolka obecného, tůně T13 v DB
- Obr. 32 - Metamorfující jedinec skokana hnědého, tůně T01 v DB
- Obr. 33 – Mládě užovky obojkové, tůně T31 v DB
- Obr. 34 – Larva potápníka vroubeného s uloveným pulcem skokana hnědého, tůně T01 v DB
- Obr. 35 – Výrazný pokles vody v tůni T04 v DB v průběhu června
- Obr. 36 – Vyschlá tůně T13 v DB, červen 2021
- Obr. 37 – Zazemňování tůně T04 v DB v důsledku sesuvu břehů
- Obr. 38 – Zazemňování tůně T05 v DB v důsledku sesuvu břehů
- Obr. 39 – Litorální vegetace tůní T27 a T28
- Obr. 40 – Litorální vegetace tůní T27 a T28

Seznam grafů

- Graf č. 1 – Pravidelně monitorované tůně dle zjištěného výskytu obojživelníků
- Graf č. 2 – Densita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců na metr břehové linie v DB a DNT. STATISTICA 12.
- Graf č. 3 – Densita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců m² plochy vodní hladiny v DB a DNT. STATISTICA 12.
- Graf č. 4 – Densita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců na metr břehové linie v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.
- Graf č. 5 – Densita skokanů skřehotavých vyjádřená v počtu jedinců na m² plochy vodní hladiny v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.
- Graf č. 6 – Počet vyskytujících se druhů dle stáří tůně (lokalita DB). STATISTICA 12.
- Graf č. 7 – Počet vyskytujících se druhů dle stáří tůně (lokalita DNT). STATISTICA 12.

Seznam tabulek

- Tab. č. 1 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na metr břehové linie mezi DB a DNT. STATISTICA 12.
- Tab. č. 2 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na m² plochy vodní hladiny mezi DB a DNT. STATISTICA 12.
- Tab. č. 3 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na metr břehové linie v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.
- Tab. č. 4 – Porovnání denzity skokanů skřehotavých vyjádřené počtem jedinců na m² plochy vodní hladiny v krajině přímo dotčené těžbou a v předpolí. STATISTICA 12.
- Tab. č. 5 – Ověření závislosti počtu vyskytujících se druhů na stáří tůně (lokalita DB). STATISTICA 12.
- Tab. č. 6 – Ověření závislosti počtu vyskytujících se druhů na stáří tůně (lokalita DNT). STATISTICA 12.

11 Samostatné přílohy

11.1 Příloha I – Přehled tůní Bílina

Pravidelně monitorované tůně

Číslo tůně	Lokalita	Rok vzniku	Souřadnice	Nadm. výška (m n. m.)	Mapovací čtverce	
					Kvadrát	Subkvadrát
T01	předpolí - Lom	2013	50°35'6.576"N 13°40'36.114"E	261	5448	aa
T02	předpolí - Lom	2013	50°35'6.993"N 13°40'36.106"E	261	5448	aa
T03	předpolí - Lom	2013	50°35'7.571"N 13°40'35.973"E	262	5448	aa
T04	předpolí - Lom	2013	50°35'8.090"N 13°40'35.307"E	262	5448	aa
T05	předpolí - Lom	2013	50°35'7.637"N 13°40'34.687"E	262	5448	aa
T06	předpolí - Lom	2013	50°35'18.259"N 13°40'50.428"E	280	5448	aa
T07	předpolí - Lom	2013	50°35'17.969"N 13°40'50.005"E	280	5448	aa
T08	předpolí - Lom	2013	50°35'17.723"N 13°40'49.449"E	280	5448	aa
T09	Pokrok VII	2014	50°36'2.469"N 13°42'47.647"E	251	5348	cd
T10	Pokrok VII	2014	50°36'0.215"N 13°42'47.606"E	250	5348	cd
T11	Pokrok VII	2014	50°35'59.300"N 13°42'48.544"E	249	5448	ab
T12	Pokrok VI	2015	50°36'28.579"N 13°42'47.140"E	260	5348	cd
T13	Pokrok VI	2015	50°36'30.871"N 13°42'45.862"E	260	5348	cd
T14	Pokrok IX	2015	50°35'59.687"N 13°42'35.178"E	260	5448	ab
T16	Pokrok XI	2016	50°35'41.375"N 13°41'45.749"E	266	5448	aa
T17	Pokrok XI	2016	50°35'41.509"N 13°41'51.535"E	263	5448	aa
T19	Ledvické svahy 1. část	2017	50°35'19.530"N 13°45'33.070"E	184	5448	ba
T20	Ledvické svahy 1. část	2017	50°35'19.823"N 13°45'41.641"E	186	5448	ba
T21	Ledvické svahy 1. část	2017	50°35'19.487"N 13°45'46.332"E	185	5448	ba
T22	Pokrok IX	2018	50°35'51.799"N 13°42'9.809"E	269	5448	aa
T23	Pokrok IX	2018	50°35'51.499"N 13°42'12.634"E	267	5448	aa
T24	Pokrok IX	2018	50°35'52.792"N 13°42'11.474"E	270	5448	aa
T25	Ledvice	2018	50°35'9.690"N 13°45'34.432"E	200	5448	ba
T26	Ledvice	2018	50°35'11.054"N 13°45'36.400"E	200	5448	ba
T27	Pokrok XI - sukcese	2019	50°35'37.993"N 13°41'21.424"E	274	5448	aa
T28	Pokrok XI - sukcese	2019	50°35'38.205"N 13°41'22.347"E	275	5448	aa
T29	Pokrok XI - sukcese	2019	50°35'38.606"N 13°41'24.067"E	274	5448	aa
T30	Pokrok XI - sukcese	2019	50°35'39.042"N 13°41'25.610"E	274	5448	aa
T31	Pokrok XI - sukcese	2019	50°35'39.380"N 13°41'26.810"E	274	5448	aa
T32	Pokrok XI - sukcese	2019	50°35'39.690"N 13°41'28.460"E	274	5448	aa
T33	Pokrok XI	2019	50°35'40.974"N 13°41'37.468"E	271	5448	aa
T34	Pokrok IX	2019	50°35'51.819"N 13°42'11.406"E	268	5448	aa
T35	předpolí - Lom	2019	50°35'18.555"N 13°40'45.536"E	279	5448	aa
T36	předpolí - Lom	2019	50°35'19.147"N 13°40'45.002"E	279	5448	aa

11.2 Příloha II – Přehled tůní Tušimice

Pravidelně monitorované tůně

Číslo tůně	Lokalita	Rok vzniku	Souřadnice	Nadm. výška (m n. m.)	Mapovací čtverce	
					Kvadrát	Subkvadrát
T01	Merkur VII	2013	50°23'34.573"N 13°19'6.682"E	340	5645	bb
T02	Merkur V	2013	50°23'36.212"N 13°18'4.433"E	365	5645	bb
T03	Merkur V	2013	50°23'35.703"N 13°18'5.092"E	366	5645	bb
T04	Merkur V	2013	50°23'34.456"N 13°18'4.868"E	366	5645	bb
T05	Pruněšov	2013	50°24'19.883"N 13°17'6.909"E	337	5545	dc
T08	Droužkovice	2014	50°25'28.660"N 13°25'27.819"E	324	5546	dc
T09	Spořice OP	2014	50°26'4.522"N 13°23'39.763"E	331	5546	cb
T15	Merkur VI	2015	50°23'50.093"N 13°17'39.157"E	356	5645	bb
T16	Merkur XI	2015	50°24'5.426"N 13°17'30.265"E	337	5545	dd
T17	Pruněšov VI	2015	50°24'31.729"N 13°16'35.673"E	349	5545	dc
T18	Merkur XVII	2015	50°25'29.458"N 13°17'49.009"E	357	5545	dd
T32	Spořice OP	2018	50°26'4.078"N 13°23'39.458"E	331	5546	cb
T40	Pruněšov IX B	2019	50°25'49.041"N 13°17'38.041"E	353	5545	db
T41	Pruněšov IX B	2019	50°25'48.930"N 13°17'38.340"E	353	5545	db
T42	Pruněšov IX B	2019	50°25'44.709"N 13°17'39.879"E	353	5545	db
T43	Pruněšov IX B	2019	50°25'39.983"N 13°17'42.048"E	352	5545	db

Tůně navštívené pouze jednou v průběhu sezóny

Číslo tůně	Lokalita	Rok vzniku	Souřadnice	Mapovací čtverce	
				Kvadrát	Subkvadrát
T06	Březno I-II	2014	50°23'27.453"N 13°23'33.818"E	5646	ab
T07	Březno I-II	2014	50°23'27.009"N 13°23'34.548"E	5646	ab
T11	Březno XVIII	2015	50°24'26.950"N 13°21'32.529"E	5546	cc
T12	Merkur XX	2015	50°24'20.558"N 13°20'30.594"E	5546	cc
T14	Pruněšov IX B	2015	50°25'47.071"N 13°18'0.573"E	5545	db
T19	Merkur XX	2016	50°24'26.510"N 13°20'25.149"E	5546	cc
T20	Březno XIX	2016	50°24'29.676"N 13°21'21.773"E	5546	cc
T21	Březno XVII	2016	50°24'9.826"N 13°20'39.064"E	5546	cc
T22	Merkur XXI	2016	50°24'40.620"N 13°20'27.814"E	5546	cc
T23	Merkur XXI - 1. část	2017	50°24'40.319"N 13°20'24.771"E	5546	cc
T24	Merkur XX	2017	50°24'24.996"N 13°20'29.101"E	5546	cc
T25	Březno XV	2017	50°23'41.799"N 13°21'17.016"E	5646	aa
T26	Merkur XXIX	2017	50°24'18.733"N 13°20'3.704"E	5546	cc
T27	Merkur XXI - 2. část	2018	50°24'45.726"N 13°19'46.355"E	5545	dd
T28	Merkur XXI - 2. část	2018	50°24'47.887"N 13°20'9.418"E	5546	cc
T30	Merkur XXIII - 1. část	2018	50°25'45.680"N 13°18'12.660"E	5545	db
T33	Merkur XXIX - 1. část	2018	50°24'18.335"N 13°19'57.283"E	5545	dd
T34	Libouš I	2019	50°24'40.658"N 13°20'37.468"E	5546	cc
T35	Libouš I	2019	50°24'40.666"N 13°21'9.021"E	5546	cc
T36	Březno XIX	2019	50°24'37.430"N 13°21'35.188"E	5546	cc
T37	Březno XVIII	2019	50°24'28.427"N 13°21'56.020"E	5546	cc
T38	Březno XVIII	2019	50°24'1.225"N 13°21'49.214"E	5546	cc
T39	Březno XV	2019	50°23'33.929"N 13°21'10.998"E	5646	aa

11.3 Příloha III – Zaznamenaná pozorování Bílina

Pravidelně monitorované tůně

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek velký	čolek obecný	ropucha obecná	ropucha zelená	kuňka obecná	skokan skřehotavý	skokan hnědý	skokan šuhlý
		<i>Triturus cristatus</i> lar. ad.	<i>Lissotriton vulgaris</i> lar. ad.	<i>Bufo bufo</i> lar. ad.	<i>Bufo viridis</i> lar. juv.	<i>Bombina bombina</i> sn. juv. ad.	<i>Pelophylax ridibundus</i> lar. juv. ad.	<i>Rana temporaria</i> sn. lar.	<i>Rana dalmatina</i> sn.
T01	14.04.2021							2	
	02.05.2021							2	
	23.05.2021								
	06.06.2021		1					1	
	18.06.2021		4					6	
	03.07.2021		10					2	
	18.07.2021		3				1		
	07.08.2021		1				2		
	28.08.2021						1		
	18.09.2021						1		
	17.10.2021								
T02	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021		1 1						
	18.06.2021		4				1		
	03.07.2021		1						
	18.07.2021								
	07.08.2021		3						
	28.08.2021		3						
	18.09.2021								
	17.10.2021								
T03	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021		1				1		
	03.07.2021		3						
	18.07.2021		2						
	07.08.2021								
	28.08.2021						1		
	18.09.2021					1	1		
	17.10.2021								
T04	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021							1	
	06.06.2021							3	
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021						1		
	28.08.2021						4		
	18.09.2021						1		
	17.10.2021								

Pozn.: *sn.* - snůšky; *lar.* - larvy; *juv.* - juvenilové; *ad.* - dospělci

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek velký	čolek obecný	ropucha obecná	ropucha zelená	kuňka obecná	skokan skřehotavý		skokan hnědý		skokan štíhlý
		<i>Triturus cristatus</i> lar. ad.	<i>Lissotriton vulgaris</i> lar. ad.	<i>Bufo bufo</i> lar. ad.	<i>Bufo viridis</i> lar. juv.	<i>Bombina bombina</i> sn. juv. ad.	<i>Pelophylax ridibundus</i> lar. juv. ad.	lar.	juv. ad.	sn.	lar.
T05	14.04.2021										
	02.05.2021										
	23.05.2021										
	06.06.2021										
	18.06.2021										
	03.07.2021										
	18.07.2021										
	07.08.2021								1		
	28.08.2021								1		
	18.09.2021										
17.10.2021											
T06	14.04.2021										
	02.05.2021										
	23.05.2021										
	06.06.2021										
	18.06.2021										
	03.07.2021		2						2		
	18.07.2021		2						2		
	07.08.2021								2		
	28.08.2021							6	1		
	18.09.2021										
17.10.2021											
T07	14.04.2021										
	02.05.2021										
	23.05.2021										
	06.06.2021										
	18.06.2021										
	03.07.2021		2						2		
	18.07.2021										
	07.08.2021		1								
	28.08.2021										
	18.09.2021								1		
17.10.2021											
T08	14.04.2021										
	02.05.2021										
	23.05.2021										
	06.06.2021										
	18.06.2021								1		
	03.07.2021										
	18.07.2021								1		
	07.08.2021										
	28.08.2021					1		2	1		
	18.09.2021							1	1		
17.10.2021											
T09	14.04.2021										
	02.05.2021										
	23.05.2021								2		
	06.06.2021										
	18.06.2021								3		
	03.07.2021		2					2	1		
	18.07.2021		10					1	3		
	07.08.2021		6			1			2		
	28.08.2021							19	4		
	18.09.2021							1			
17.10.2021								1			

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek		ropucha		kuňka obecná		skokan skřehotavý		skokan hnědý		skokan
		velký <i>Triturus cristatus</i> lar. ad.	obecný <i>Lissotriton vulgaris</i> lar. ad.	obecná <i>Bufo bufo</i> lar. ad.	zelená <i>Bufo viridis</i> lar. juv.	sn.	juv.	ad.	lar.	juv.	ad.	sn.
T10	14.04.2021											
	02.05.2021											
	23.05.2021											
	06.06.2021										1	
	18.06.2021		1									2
	03.07.2021		4					2	8			3
	18.07.2021		1						25			2
	07.08.2021		2					2	3	17		1
	28.08.2021									5		3
	18.09.2021									19		2
17.10.2021												
T11	14.04.2021											
	02.05.2021											
	23.05.2021											
	06.06.2021											
	18.06.2021											
	03.07.2021		4									1
	18.07.2021		1						4			2
	07.08.2021		1							3		
	28.08.2021									15		
	18.09.2021											
17.10.2021												
T12	14.04.2021			desítky								1
	02.05.2021											1
	23.05.2021											
	06.06.2021	3	3									2
	18.06.2021	14	6				1					
	03.07.2021	2	6									
	18.07.2021											
	07.08.2021											
	28.08.2021											
	18.09.2021											
17.10.2021												
T13	14.04.2021											1
	02.05.2021											1
	23.05.2021											
	06.06.2021											
	18.06.2021	6	4									
	03.07.2021	2	7									1
	18.07.2021	1	5									2
	07.08.2021		1									
	28.08.2021	1								1		3
	18.09.2021											
17.10.2021												
T14	02.05.2021											
	23.05.2021											
	06.06.2021											
	18.06.2021											
	03.07.2021											
	18.07.2021											
	07.08.2021											
	28.08.2021											
	18.09.2021											
	17.10.2021											

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek	čolek	ropucha	ropucha	kuňka obecná	skokan	skokan	skokan
		velký <i>Triturus cristatus</i> lar. ad.	obecný <i>Lissotriton vulgaris</i> lar. ad.	obecná <i>Bufo bufo</i> lar. ad.	zelená <i>Bufo viridis</i> lar. juv.	sn. juv. ad. <i>Bombina bombina</i> sn. juv. ad.	skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i> lar. juv. ad.	hnědý <i>Rana temporaria</i> sn. lar.	štíhlý <i>Rana dalmatina</i> sn.
T16	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021							2	
	18.09.2021							1	
	17.10.2021								
T17	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021								
	18.09.2021								
	17.10.2021								
T19	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021			stovky				6	
	18.06.2021							7	
	03.07.2021							12	
	18.07.2021					2		10	
	07.08.2021							5	
	28.08.2021							18	
	18.09.2021							9	
	17.10.2021								
T20	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021								
	18.09.2021								
	17.10.2021								
T21	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021							1	
	28.08.2021							12	
	18.09.2021								
	17.10.2021								

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek	čolek	ropucha	ropucha	kuňka obecná	skokan	skokan	skokan
		velký <i>Triturus cristatus</i> lar. ad.	obecný <i>Lissotriton vulgaris</i> lar. ad.	obecná <i>Bufo bufo</i> lar. ad.	zelená <i>Bufo viridis</i> lar. juv.	<i>Bombina bombina</i> sn. juv. ad.	skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i> lar. juv. ad.	hnědý <i>Rana temporaria</i> sn. lar.	štíhlý <i>Rana dalmatina</i> sn.
T22	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021						2		
	18.06.2021						3		
	03.07.2021						8		
	18.07.2021						2		
	07.08.2021						1	1	
	28.08.2021								
	18.09.2021								
	17.10.2021								
T23	02.05.2021								
	23.05.2021						4		
	06.06.2021						2		
	18.06.2021						2		
	03.07.2021						3		
	18.07.2021						1		
	07.08.2021								
	28.08.2021						2		
	18.09.2021								
	17.10.2021								
T24	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021								
	18.09.2021								
	17.10.2021								
T25	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021								
	18.09.2021								
	17.10.2021								
T26	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021						1		
	18.09.2021								
	17.10.2021								

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek velký <i>Triturus cristatus</i> lar. ad.	čolek obecný <i>Lissotriton vulgaris</i> lar. ad.	ropucha obecná <i>Bufo bufo</i> lar. ad.	ropucha zelená <i>Bufo viridis</i> lar. juv.	kuňka obecná <i>Bombina bombina</i> sn. juv. ad.	skokan skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i> lar. juv. ad.	skokan hnědý <i>Rana temporaria</i> sn. lar.	skokan štíhlý <i>Rana dalmatina</i> sn.
T27	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021		2						
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021								
	18.09.2021						1		
17.10.2021									
T28	14.04.2021						1		
	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021		1						
	18.06.2021						1		
	03.07.2021	3	1			1			
	18.07.2021	1							
	07.08.2021		1						
	28.08.2021	1					1		
	18.09.2021								
17.10.2021									
T29	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021			tisíce					
	06.06.2021					1			
	18.06.2021								
	03.07.2021		2						
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021								
	18.09.2021						1		
17.10.2021									
T30	14.04.2021								
	02.05.2021								1
	23.05.2021								
	06.06.2021		3				1		
	18.06.2021		1			2	1		
	03.07.2021	2	12			1			
	18.07.2021	1	6				2		
	07.08.2021		6				2	2	
	28.08.2021								
	18.09.2021						9		
17.10.2021							1		
T31	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021				stovky				
	06.06.2021				desítky				
	18.06.2021	1	2 3	1					
	03.07.2021								
	18.07.2021		1						
	07.08.2021		4						
	28.08.2021								
	18.09.2021								
17.10.2021									

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek	čolek	ropucha	ropucha	kuřka obecná	skokan	skokan	skokan
		velký <i>Triturus cristatus</i> lar. ad.	obecný <i>Lissotriton vulgaris</i> lar. ad.	obecná <i>Bufo bufo</i> lar. ad.	zelená <i>Bufo viridis</i> lar. juv.	<i>Bombina bombina</i> sn. juv. ad.	skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i> lar. juv. ad.	hnědý <i>Rana temporaria</i> sn. lar.	štíhlý <i>Rana dalmatina</i> sn.
T32	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021				stovky				
	18.06.2021				stovky				
	03.07.2021		3		desítky				
	18.07.2021					1	1		
	07.08.2021						7		
	28.08.2021						2	1	2
	18.09.2021							1	
	17.10.2021								
T33	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021								
	28.08.2021								
	18.09.2021								
	17.10.2021								
	T34	02.05.2021							
23.05.2021								2	
06.06.2021			7					5	
18.06.2021		1	7					6	
03.07.2021								4	
18.07.2021								9	
07.08.2021							1	8	
28.08.2021							2	4	
18.09.2021							3	4	
17.10.2021								3	
T35		14.04.2021							
	02.05.2021								
	23.05.2021							1	
	06.06.2021		7						
	18.06.2021		20					1	
	03.07.2021		14						
	18.07.2021		4						
	07.08.2021								
	28.08.2021							2	
	18.09.2021							1	
	17.10.2021								
T36	14.04.2021								
	02.05.2021								
	23.05.2021								
	06.06.2021								
	18.06.2021								
	03.07.2021								
	18.07.2021								
	07.08.2021							1	
	28.08.2021					1	1	3	
	18.09.2021						3		
	17.10.2021								
mimo tůně	18.07.2021				1				
	07.08.2021				1				

11.4 Příloha IV – Zaznamenaná pozorování Tušimice

Pravidelně monitorované tůně

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek obecný <i>Lissotriton vulgaris</i>		čolek velký <i>Triturus cristatus</i>	skokan hnědý <i>Rana temporaria</i>		skokan skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i>			ropucha obecná <i>Bufo bufo</i>	
		lar.	ad.	lar.	sn.	lar.	lar.	juv.	ad.	sn.	lar.
T01	20.04.2021				2				1		
	14.05.2021										
	27.05.2021								3		
	12.06.2021	18	1			2			2		
	26.06.2021	29				1					
	10.07.2021	24							4		
	24.07.2021	9							3		
	14.08.2021	18						11	3		
	04.09.2021	3						26	2		
	25.09.2021							19			
	23.10.2021										
T02	20.04.2021								1		
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021	2							4		
	10.07.2021	5							2		
	24.07.2021	1							1		
	14.08.2021	3							3		
	04.09.2021							1	2		
	25.09.2021							12			
	23.10.2021										
T03	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021								1		
	24.07.2021								1		
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
	23.10.2021										
T04	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021										
	24.07.2021								1		
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
	23.10.2021										

Pozn.: *sn.* - snůšky; *lar.* - larvy; *juv.* - juvenilové; *ad.* - dospělci

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek obecný <i>Lissotriton vulgaris</i>		čolek velký <i>Triturus cristatus</i>	skokan hnědý <i>Rana temporaria</i>		skokan skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i>			ropucha obecná <i>Bufo bufo</i>	
		lar.	ad.	lar.	sn.	lar.	lar.	juv.	ad.	sn.	lar.
T05	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021								5		
	12.06.2021								4		
	26.06.2021								2		
	10.07.2021								2		
	24.07.2021								4		
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
23.10.2021											
T08	20.04.2021										
	14.05.2021										
	18.05.2021		10								
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021										
	24.07.2021										
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
23.10.2021											
T09	20.04.2021										
	14.05.2021										
	12.06.2021	8		12							
	26.06.2021	14		10							
	10.07.2021	18		12				3			
	24.07.2021	9		2				1			
	14.08.2021	9		5				2			
	04.09.2021			2				5			
	25.09.2021										
23.10.2021											
T15	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021										
	24.07.2021										
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
23.10.2021											
T16	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021								1		
	12.06.2021	3									
	26.06.2021	2									
	10.07.2021	2									
	24.07.2021								2		
	14.08.2021	2									
	04.09.2021	1									
	25.09.2021										
23.10.2021											

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek obecný <i>Lissotriton vulgaris</i>		čolek velký <i>Triturus cristatus</i>	skokan hnědý <i>Rana temporaria</i>		skokan skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i>			ropucha obecná <i>Bufo bufo</i>	
		lar.	ad.	lar.	sn.	lar.	lar.	juv.	ad.	sn.	lar.
T17	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021	13									
	26.06.2021	2		1					2		
	10.07.2021	3									
	24.07.2021	7							3		
	14.08.2021	1							5		
	04.09.2021	1						1	10	5	
	25.09.2021								9	1	
23.10.2021											
T18	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021										
	24.07.2021										
	14.08.2021										
	04.09.2021								4		
	25.09.2021										
23.10.2021											
T32	20.04.2021										
	14.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021										
	24.07.2021								1		
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
	23.10.2021										
T40	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021										
	24.07.2021								1		
	14.08.2021										
	04.09.2021							7	1		
	25.09.2021										
23.10.2021											
T41	20.04.2021								1		
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021	1									
	10.07.2021										
	24.07.2021										
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
23.10.2021											

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek obecný <i>Lissotriton vulgaris</i>		čolek velký <i>Triturus cristatus</i>	skokan hnědý <i>Rana temporaria</i>		skokan skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i>			ropucha obecná <i>Bufo bufo</i>	
		lar.	ad.	lar.	sn.	lar.	lar.	juv.	ad.	sn.	lar.
T42	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021	5									
	10.07.2021										
	24.07.2021	3									
	14.08.2021								1		
	04.09.2021								4		
	25.09.2021								4		
23.10.2021											
T43	20.04.2021										
	14.05.2021										
	27.05.2021										
	12.06.2021										
	26.06.2021										
	10.07.2021										
	24.07.2021										
	14.08.2021										
	04.09.2021										
	25.09.2021										
23.10.2021											

Tůně navštívené pouze jednou v průběhu sezóny

Číslo tůně	Datum návštěvy	čolek obecný <i>Lissotriton vulgaris</i>		čolek velký <i>Triturus cristatus</i>	skokan hnědý <i>Rana temporaria</i>		skokan skřehotavý <i>Pelophylax ridibundus</i>			ropucha obecná <i>Bufo bufo</i>	
		lar.	ad.	lar.	sn.	lar.	lar.	juv.	ad.	sn.	lar.
T06	27.05.2021										
T07	27.05.2021										
T11	27.05.2021										
T12	27.05.2021										
T14	27.05.2021										
T19	27.05.2021										
T20	27.05.2021										
T21	27.05.2021										
T22	27.05.2021										stovky
T23	27.05.2021										
T24	27.05.2021										
T25	27.05.2021										
T26	27.05.2021								2		
T27	27.05.2021										
T28	27.05.2021										
T30	27.05.2021								1		
T33	27.05.2021										
T34	27.05.2021										
T35	27.05.2021										
T36	27.05.2021										1
T37	27.05.2021										
T38	27.05.2021										
T39	27.05.2021										

Pozn.: sn. - snůšky; lar. - larvy; juv. - juvenilové; ad. - dospělci

11.5 Příloha V – Výsledky Jaccardova koeficientu

Lokalita Dolý Bilina

T02	T03	T04	T05	T06	T07	T08	T09	T10	T11	T12	T13	T16	T17	T19	T21
0,67	0,50	0,67	0,33	0,67	0,67	0,25	0,50	0,50	0,67	0,33	0,75	0,33	0,00	0,20	0,33
	0,67	0,33	0,50	1,00	1,00	0,33	0,67	0,67	1,00	0,17	0,50	0,50	0,00	0,25	0,50
		0,25	0,33	0,67	0,67	0,67	1,00	1,00	0,67	0,33	0,40	0,33	0,00	0,50	0,33
			0,50	0,33	0,33	0,33	0,25	0,25	0,33	0,17	0,50	0,50	0,00	0,25	0,50
				0,50	0,50	0,50	0,33	0,33	0,50	0,00	0,25	1,00	0,00	0,33	1,00
					1,00	0,33	0,67	0,67	1,00	0,17	0,50	0,50	0,00	0,25	0,50
						0,33	0,67	0,67	1,00	0,17	0,50	0,50	0,00	0,25	0,50
							0,67	0,67	0,33	0,17	0,20	0,50	0,00	0,67	0,50
								1,00	0,67	0,33	0,40	0,33	0,00	0,50	0,33
									0,67	0,33	0,40	0,33	0,00	0,50	0,33
										0,17	0,50	0,50	0,00	0,25	0,50
											0,50	0,00	0,00	0,33	0,00
												0,25	0,00	0,17	0,25
													0,00	0,33	1,00
														0,00	0,00
															0,33

Lokalita Dolý Nástup Tušimice

T02	T03	T04	T05	T08	T09	T15	T16	T17	T18	T32	T40	T41	T42	T43	
0,67	0,33	0,33	0,33	0,33	0,50	0,00	0,67	0,50	0,33	0,33	0,33	0,67	0,67	0,00	T01
	0,50	0,50	0,50	0,50	0,67	0,00	1,00	0,67	0,50	0,50	0,50	1,00	1,00	0,00	T02
		1,00	1,00	0,00	0,33	0,00	0,50	0,33	1,00	1,00	1,00	0,50	0,50	0,00	T03
			1,00	0,00	0,33	0,00	0,50	0,33	1,00	1,00	1,00	0,50	0,50	0,00	T04
				0,00	0,33	0,00	0,50	0,33	1,00	1,00	1,00	0,50	0,50	0,00	T05
					0,33	0,00	0,50	0,33	0,00	0,00	0,00	0,50	0,50	0,00	T08
						0,00	0,67	1,00	0,33	0,33	0,33	0,67	0,67	0,00	T09
							0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	T15
								0,67	0,50	0,50	0,50	1,00	1,00	0,00	T16
									0,33	0,33	0,33	0,67	0,67	0,00	T17
										1,00	1,00	0,50	0,50	0,00	T18
											1,00	0,50	0,50	0,00	T32
												0,50	0,50	0,00	T40
													1,00	0,00	T41
														0,00	T42

T22	T23	T26	T27	T28	T29	T30	T31	T32	T33	T34	T35	T36	
0,33	0,33	0,33	0,67	0,40	0,40	0,33	0,17	0,40	0,00	0,50	0,67	0,25	T01
0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	0,40	0,20	0,50	0,00	0,67	1,00	0,33	T02
0,33	0,33	0,33	0,67	0,75	0,75	0,60	0,17	0,75	0,00	0,50	0,67	0,67	T03
0,50	0,50	0,50	0,33	0,20	0,20	0,17	0,00	0,20	0,00	0,25	0,33	0,33	T04
1,00	1,00	1,00	0,50	0,25	0,25	0,20	0,00	0,25	0,00	0,33	0,50	0,50	T05
0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	0,40	0,20	0,50	0,00	0,67	1,00	0,33	T06
0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	0,40	0,20	0,50	0,00	0,67	1,00	0,33	T07
0,50	0,50	0,50	0,33	0,50	0,50	0,40	0,00	0,50	0,00	0,25	0,33	1,00	T08
0,33	0,33	0,33	0,67	0,75	0,75	0,60	0,17	0,75	0,00	0,50	0,67	0,67	T09
0,33	0,33	0,33	0,67	0,75	0,75	0,60	0,17	0,75	0,00	0,50	0,67	0,67	T10
0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	0,40	0,20	0,50	0,00	0,67	1,00	0,33	T11
0,00	0,00	0,00	0,17	0,50	0,50	0,43	0,50	0,29	0,00	0,33	0,17	0,17	T12
0,25	0,25	0,25	0,50	0,60	0,33	0,50	0,33	0,33	0,00	0,75	0,50	0,20	T13
1,00	1,00	1,00	0,50	0,25	0,25	0,20	0,00	0,25	0,00	0,33	0,50	0,50	T16
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	T17
0,33	0,33	0,33	0,25	0,40	0,75	0,33	0,17	0,40	0,00	0,20	0,25	0,67	T19
1,00	1,00	1,00	0,50	0,25	0,25	0,20	0,00	0,25	0,00	0,33	0,50	0,50	T21
	1,00	1,00	0,50	0,25	0,25	0,20	0,00	0,25	0,00	0,33	0,50	0,50	T22
		1,00	0,50	0,25	0,25	0,20	0,00	0,25	0,00	0,33	0,50	0,50	T23
			0,50	0,25	0,25	0,20	0,00	0,25	0,00	0,33	0,50	0,50	T26
				0,50	0,50	0,40	0,20	0,50	0,00	0,67	1,00	0,33	T27
					0,60	0,80	0,33	0,60	0,00	0,75	0,50	0,50	T28
						0,50	0,33	0,60	0,00	0,40	0,50	0,50	T29
							0,29	0,50	0,00	0,60	0,40	0,40	T30
								0,33	0,00	0,40	0,20	0,00	T31
									0,00	0,40	0,50	0,50	T32
										0,00	0,00	0,00	T33
											0,67	0,25	T34
												0,33	T35

11.6 Příloha č. VI – Densita skokanů skřehotavých v jednotlivých tůňích

Číslo tůně	Lokalita	Typ krajiny	Počet jedinců ^{*)}	Obvod tůně (bm)	Vodní plocha tůně (m ²)	Densita	
						ks/bm	ks/m ²
T01	DB	předpoli	2	15	19	0,13	0,11
T02	DB	předpoli	1	9	9	0,11	0,11
T03	DB	předpoli	1	15	16	0,07	0,06
T04	DB	předpoli	0	11	12	0,00	0,00
T05	DB	předpoli	1	14	10	0,07	0,10
T06	DB	předpoli	2	13	14	0,15	0,14
T07	DB	předpoli	2	11	10	0,18	0,20
T08	DB	předpoli	1	7	5	0,14	0,20
T09	DB	rekultivace	4	20	32	0,20	0,13
T10	DB	rekultivace	3	19	30	0,16	0,10
T11	DB	rekultivace	2	13	15	0,15	0,13
T12	DB	rekultivace	0	24	45	0,00	0,00
T13	DB	rekultivace	3	18	38	0,17	0,08
T16	DB	rekultivace	2	23	39	0,09	0,05
T17	DB	rekultivace	0	11	15	0,00	0,00
T19	DB	rekultivace	18	17	28	1,06	0,64
T21	DB	rekultivace	12	12	16	1,00	0,75
T22	DB	rekultivace	8	19	32	0,42	0,25
T23	DB	rekultivace	4	19	36	0,21	0,11
T26	DB	rekultivace	1	22	33	0,05	0,03
T27	DB	rekultivace	1	40	117	0,03	0,01
T28	DB	rekultivace	1	40	196	0,03	0,01
T29	DB	rekultivace	0	30	107	0,00	0,00
T30	DB	rekultivace	2	77	254	0,03	0,01
T31	DB	rekultivace	0	50	181	0,00	0,00
T32	DB	rekultivace	2	57	198	0,04	0,01
T33	DB	rekultivace	0	12	14	0,00	0,00
T34	DB	rekultivace	9	22	39	0,41	0,23
T35	DB	předpoli	2	28	34	0,07	0,06
T36	DB	předpoli	3	29	36	0,10	0,08
T01	DNT	rekultivace	4	12	15	0,33	0,27
T02	DNT	rekultivace	4	11	12	0,36	0,33
T03	DNT	rekultivace	1	13	13	0,08	0,08
T04	DNT	rekultivace	1	13	13	0,08	0,08
T05	DNT	rekultivace	5	21	37	0,24	0,14
T08	DNT	předpoli	0	4	1,5	0,00	0,00
T09	DNT	předpoli	5	22	18	0,23	0,28
T15	DNT	rekultivace	0	3	1	0,00	0,00
T16	DNT	rekultivace	2	10	10	0,20	0,20
T17	DNT	rekultivace	5	13	18	0,38	0,28
T18	DNT	rekultivace	4	16	27	0,25	0,15
T32	DNT	předpoli	1	3	1	0,33	1,00
T40	DNT	rekultivace	1	16	22	0,06	0,05
T41	DNT	rekultivace	1	13	16	0,08	0,06
T42	DNT	rekultivace	0	13	17	0,00	0,00
T43	DNT	rekultivace	0	13	18	0,00	0,00

^{*)} nejvyšší počet zjištěných výskytů resp. nejvyšší počet jedinců zaznamenaných v jednom dni