**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**
**Přírodovědecká fakulta**

# Srovnání společenstev obojživelníků na českých rašeliništích

Bakalářská práce

Vypracovala: Kristýna Pouchová
Školitelka: RNDr. Simona Poláková (Beleco)

České Budějovice
2017

Pouchová K. (2017): Srovnání společenstev obojživelníků na českých rašeliništích. [Comparison of amphibian communities of Czech peatlands., Bc. Thesis, in Czech] – 50 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

## Anotace

Tato práce srovnává společenstva obojživelníků na Šumavských a Třeboňských rašeliništích chráněných Ramsarskou úmluvou. Součástí této práce je návrh opatření zvyšujících početnost a druhové složení populace obojživelníků, a to díky zvýšení počtu rozmnožovacích příležitostí a zpřístupnění rašelinišť.

## Annotation

This Bachelor Thesis compares the amphibian communities of peatlands protected by the Ramsar Convention in Třeboň and Šumava region. The thesis includes a Project Proposal to create pools which improve abundance and biodiversity of amphibians thanks to new options for breeding and better access to peatland.

## Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce.

Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 18. 4. 2017

……

Kristýna Pouchová

## Poděkování

Ráda bych velmi poděkovala své školitelce RNDr. Simoně Polákové za ochotu a trpělivost posílat cenné rady a připomínky přes půl světa. Stejně tak děkuji Mgr. Davidu Fischerovi a RNDr. Pavlu Vlachovi, Ph.D. za věcné připomínky při terénním průzkumu. Chci také poděkovat mé rodině a mému příteli za dlouhodobou podporu při studiu.

# Obsah

**ÚVOD** ..... **1**

**1 SOUČASNÝ STAV POZNÁNÍ** ..... **2**

1.1 OBOJŽIVELNÍCI ..... 2
*1.1.1 Životní cyklus* ..... *2*
*1.1.2 Ohrožení obojživelníků* ..... *2*
*1.1.3 Ohrožení obojživelníků v ČR* ..... *6*
1.2 RAŠELINIŠTĚ ..... 8
*1.2.1 Narušení rašelinišť člověkem* ..... *9*
*1.2.2 Obnova rašelinišť* ..... *11*
*1.2.3 Obnova rašelinišť v ČR* ..... *12*
*1.2.4 Obojživelníci na rašeliništích* ..... *13*

**2 PŘEDBĚŽNÝ PRŮZKUM** ..... **17**

2.1 POPIS ZVOLENÝCH LOKALIT ..... 17
*2.1.1 Šumava* ..... *17*
*2.1.2 Třeboňsko* ..... *19*
2.2 PŘEHLED EKOLOGIE OBOJŽIVELNÍKŮ PRO PŘEDBĚŽNÝ PRŮZKUM ..... 21
*2.2.1 Čolek horský (Ichthyosaura alpestris, Laurenti, 1768)* ..... *21*
*2.2.2 Čolek obecný (Lissotriton vulgaris, Linnaeus, 1758)* ..... *22*
*2.2.3 Čolek velký (Triturus cristatus, Laurenti, 1768)* ..... *23*
*2.2.4 Ropucha obecná (Bufo bufo, Linnaeus, 1758)* ..... *23*
*2.2.5 Skokan ostronosý (Rana arvalis, Nilsson, 1842)* ..... *24*
*2.2.6 Skokan hnědý (Rana temporari, Linnaeus, 1758)* ..... *25*
*2.2.7 Skokan štíhlý (Rana dalmatina, Bonaparte, 1839)* ..... *26*
*2.2.8 Skokan zelený (Pelophylax esculentus, Linnaeus, 1758)* ..... *26*
*2.2.9 Mlok skvrnitý (Salamandra salamandra, Linnaeus, 1758)* ..... *27*
*2.2.10 Kuňka obecná (Bombina bombina, Linnaeus, 1761)* ..... *27*
*2.2.11 Rosnička obecná (Hyla arborea, Linnaeus, 1758)* ..... *28*
2.3 VÝSLEDKY PŘEDBĚŽNÉHO PRŮZKUMU A NÁVRHY NA ÚPRAVY LOKALIT ..... 29
*2.3.1 Rašeliniště na Křemelné* ..... *30*
*2.3.2 Tetřevská a Filipohuťská slať* ..... *31*
*2.3.3 Vltavský luh* ..... *32*
*2.3.4 Červené blato* ..... *32*
*2.3.5 Žofinka* ..... *34*

**3 PROJEKT** ..... **36**

3.1 CÍLE PROJEKTU ..... 36
3.2 HYPOTÉZY ..... 36
3.3 NÁVRH PROJEKTU ..... 36
*3.3.1 Studované lokality* ..... *37*
*3.3.2 Činnost v rámci projektu a časový plán projektu* ..... *37*
*3.3.3 Finanční náklady* ..... *40*
3.4 OČEKÁVANÉ VÝSTUPY PROJEKTU ..... 40

**ZÁVĚR** ..... **41**

**POUŽITÁ LITERATURA** ..... **42**

**PŘÍLOHY** ..... **48**

# Úvod

Obojživelníci často tvoří největší podíl z biomasy obratlovců v terestrických ekosystémech (Gardner, 2001). Pokles jejich populací významně ovlivňuje fungování mnohých terestrických ekosystémů. Velký úbytek obojživelníku tak může ovlivnit i lidský blahobyt (Gardner, 2001). Početnost a diverzita obojživelníků se však celosvětově rapidně snižuje. Mechanismy jejich poklesu jsou složité, protože obojživelníky ovlivňuje mnoho navzájem propojených negativních faktorů působících na lokální až globální úrovni. Celou situaci komplikuje složitý životní cyklus obojživelníků, který vyžaduje migraci mezi různými vodními a suchozemskými habitaty (prvky krajiny) (Sinsch 1988; Sinsch, 1990; Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 2002; Gardner, 2001; Vojar, 2007, Kovář, 2014). Dále závisí na vzájemné vzdálenosti a propojenosti těchto habitatů, tj. struktuře krajiny (Sinsch, 1990; Mazerolle, 2003; Kovář, 2014). Migrace obojživelníků mezi biotopy je však omezená jejich menší pohyblivostí v porovnání s ostatními obratlovci, dále jejich fyziologií (náchylnost k dehydrataci) a antropogenními bariérami (Sinsch, 1990; Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Většina obojživelníků světa vyžaduje mokřady jako rozmnožovací nebo terestrické stanoviště (Wilbur, 1980). Mnoho mokřadů však bylo a je stále ničeno prostřednictvím zemědělství nebo expanze městské zástavby doprovázené prudkými změnami vodního režimu (Rubec et al., 1988, Wilen a Frayer, 1990). Zejména v jižních Čechách bylo mnoho mokřadů přeměněno na rybníky, které by dále mohly sloužit jako vodní biotopy, ale intenzivní chov ryb doprovázený silnou eutrofizací život obojživelníků znemožňuje (Fischer, 2016). Útočištěm jim mohou být rašeliniště, která zůstávají vlhká i v sušších obdobích, kdy okolní krajina vysychá. Obojživelníci se zde vyskytují i přes jejich kyselost a dokonce se zde mohou rozmnožit. Velkou výhodou je nezarybněnost tůní a kanálů uvnitř rašelinišť, a tím i nižší predační tlak (Spitzer & Bufková, 2008; Mazerolle, 2003).

Cílem této práce je srovnat společenstva obojživelníků na Třeboňských a Šumavských rašeliništích. Zaměřit se na požadavky jednotlivých druhů na rozmnožovací a terestrický biotop. V rámci projektu bude financována tvorba různých typů tůní a následný monitoring. Tůně budou umístěny do krajiny tak, aby byly dosažitelné pro obojživelníky v okolí rašelinišť. A zároveň tak, aby sloužily jako „stepping stones" a přitáhly jedince ze vzdálenějších území do vhodného terestrického biotopu, kterým rašeliniště jsou. Tato bakalářská práce slouží jako podklad projektu na zlepšení stavu našich obojživelníků.

# 1 Současný stav poznání

## 1.1 Obojživelníci

### 1.1.1 Životní cyklus

Obojživelníci potřebují v průběhu roku více typů prostředí, mezi kterými migrují. K rozmnožování vyžadují vodní nebo alespoň velmi vlhké prostředí. Jejich vajíčka nemají vnější obal ani vnitřní zárodečné obaly, a tak nejsou odolná proti vyschnutí. Všichni naši obojživelníci vyhledávají v jarním období k rozmnožení zejména stojaté vody, jako jsou menší tůně nebo klidné litorální zóny větších vodních ploch, kde se vyvíjejí jejich larvy (Andrén et al., 1988; Sinch, 1990; Baruš & Oliva, 1992). Každý druh má různé nároky na vzhled těchto rozmnožovacích biotopů. Po rozmnožení se obojživelníci přesunují do terestrických biotopů, až na určité výjimky. Z našich obojživelníků jsou těmito výjimkami skokan zelený *(Pelophylax esculentus)* a skokan skřehotavý *(Pelophylax ridibundus)*. Ti se většinu roku zdržují u vodních těles, která již nemusejí splňovat jejich nároky na rozmnožování a ve vodě mohou i zimovat. Ostatní obojživelníci k zimování využívají kromě tekoucí a stojaté vody i nory hlodavců či místa pod padlými kmeny stromů. V letním období využívají lesy, vlhké louky, prameniště, nivy potoků a řek, rašeliniště a jiná vlhčí místa. Ropuchy mohou žít i v sušších místech, ale na zcela suchých místech dlouhodobě žít nemohou (Sinch, 1990; Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 2002). V teplém a suchém prostředí jsou totiž všichni obojživelníci náchylní k dehydrataci. Vzhledem k velikosti jejich těla vylučují relativně velké množství moči, přesto vodu nepijí. Vodu absorbují z vlhkého prostředí přes pokožku či stěnu močového měchýře. Proto jsou obecně aktivnější ve vlhčím období, tj. za deště, po dešti a v noci, kdy je přízemní vlhkost vyšší. Případně se při migraci zastavují k hydrataci na vlhčích místech (Sinch, 1990; Baruš & Oliva, 1992). Mimo to jsou ektotermními živočichy a jejich teplota se mění podle okolí a aby si udrželi stálou tělesnou teplotu, potřebují prostředí s denními úkryty i osluněné plochy (Baruš & Oliva, 1992). Změna teploty mimo jiné ovlivňuje zahájení jarní migrace (Sinch, 1990).

### 1.1.2 Ohrožení obojživelníků

Obojživelníci byli z hlediska monitoringu dlouho opomíjenou skupinou obratlovců a nemáme dlouhodobější kvantitativní údaje o jejich rozšíření. Až v posledních 25 letech se zájem o obojživelníky celosvětově zvyšuje v důsledku viditelného snižování jejich početnosti (Houlahan et al., 2000; Jeřábková et al., 2013; Kopecký et al., 2014). Mnoho

vědců začalo upozorňovat na globální úbytek obojživelníků a hledat jeho příčiny (Wake, 1991; Blaustein & Olson, 1991; Gardner, 2001).

Houlahan a jeho kolegové (2000) varují před lokálními či regionálními studiemi a krátkodobými studiemi, které na základě těchto dat vyvozují globální trendy pro úbytek obojživelníků. Proto jeho kolektiv ve své studii použil data z 936 populací, aby zhodnotil trendy vývoje populací obojživelníků v širokém prostorovém i časovém měřítku. I přes značnou variabilitu dat i oni potvrzují globální úbytek populací obojživelníků, který trvá již několik desítek let.

Velký úbytek populací obojživelníků významně ovlivňuje fungování mnohých terestrických ekosystémů, jelikož zde často tvoří největší podíl z biomasy obratlovců (Gardner, 2001). Obojživelníci jsou důležitými predátory nebo primárními konzumenty zejména ve vodách bez ryb. Například fytofágní larvy jsou hlavní příčinou redukce nárostových společenstev (perifytonu) ve vodách (Dickman, 1968). Obojživelníci jsou také velmi účinní při přeměně energie z potravy do nové biomasy (Pough, 1980). Produkují velké množství vajíček a pulců a společně s dospělci významně přispívají do potravního řetězce (Cecil & Just, 1979; Baruš & Oliva, 1992). Důležitou složkou potravního řetězce jsou obojživelníci hlavně v jarním období, kdy se vyskytují v reprodukčním biotopu. Toto období se totiž shoduje s nízkou dostupností potravy pro predátory (Gerrell, 1969).

Obojživelníky ohrožují přirozené negativní faktory jako je predace, především vajíček a pulců. Jednotlivé druhy se tomuto faktu brání různými strategiemi. Například pulci skokana štíhlého *(Rana dalmatina)* se zdržují u dna a krom ojedinělých velmi rychlých pohybů se téměř nepohnou. Naopak pulci ropuchy obecné *(Bufo bufo)* se vytrvale a pomalu pohybují, a tím jsou snadno spatřitelní a ulovitelní (Chovanec, 1992). Proto ropuchy obecné *(Bufo bufo)* produkují mnohem větší počet vajíček než skokani štíhlí (Baruš & Oliva, 1992). Někdy je tlak predace různými larvami vodního hmyzu, hlavně v menších tůních, příliš vysoký a znemožňuje všem obojživelníků úspěšné dokončení metamorfózy (Jirků – osobní sdělení). Vývojová stádia obojživelníků také ohrožuje predace staršími a většími rybami především v nádržích s nedostatkem úkrytů a bez omezeného vstupu ryb do litorálních porostů (Vojar, 2007; Fischer, 2016). Proto budou tůně, navrhované v tomto projektu, bez rybí obsádky.

Mnohem větším problémem jsou antropogenní negativní faktory. Mezi negativní antropogenní faktory, jejichž působení je nejvíce objasněné a o jejichž negativním vlivu není pochyb, patří ztráty přirozených habitatů. O přirozené habitaty obojživelníci přichází především ničením mokřadů, které se na celém světě odvodňují a nejčastěji se přeměňují na zemědělskou půdu nebo podléhají městské expanzi. V USA bylo takto přeměněno 50 %

všech mokřadů (Rubec et al, 1988; Wilen a Frayer, 1990; Prach, 2009). Dále například na Novém Zélandu se v 70. letech kvůli zisku zemědělské plochy odvodňovali úživné rašelinné půdy. Rozsáhlé umělé odvodnění rašelinišť bylo provedeno v mnoha zemích (z Evropy: Nizozemí, Finsko, Rusko, Irsko, Velká Británie). Například v Irsku se rašeliniště odvodňovala s mylným cílem snížit záplavy a po 2. světové válce se zde odvodnila další rašeliniště, aby se rozvinula lepší vegetace pro pastvu dobytka. Velká Británie je jednou z nejvíce odvodněných zemí Evropy. Snížením vody ve slatiništích se už od 17. století „zlepšovalo“ využití půdy a slatiniště se přeměňovala na zemědělské plochy. Po roce 1900 se zde také rozšiřovaly kanály a budovala nová propojení s cílem zmírnit povodně (Holden, 2004). Dnes je toto odvodňování veškerých mokřadů ve Velké Británii udáváno jako příčina ničivých povodní (Lane, 2003). V západní a severní Evropě se dále rašeliniště, především ta s nižší vrstvou rašeliny, přeměňovala na lesy. Aby se stromům lépe dařilo na rašelinné půdě, vytvořila se v rašeliništích hustá síť hlubokých brázd (0,5 - 2 m). Například ve Finsku se čtvrtina lesů nachází na bývalých rašeliništích. Ve Velké Británii jsou snahy o zabránění zalesňování ploch s mocností rašeliny přes jeden metr. Rašeliniště s menší mocností rašeliny je však stále možné zalesňovat (Holden et al., 2004).

Obojživelníci však někdy ubývají z neúplně chápaných vlivů v místech, která se zdají být člověkem neovlivněná. Příčinou může být vzájemné působení jednotlivých antropogenních faktorů, které působí globálně (Gardner, 2001; Blaustein et al., 2003). Podezření, že obojživelníci trpí abnormálním úbytkem i v chráněných oblastech, bylo poprvé vysloveno v roce 1989 na První světové herpetologické konferenci (Barinaga, 1990), ačkoliv Bury (1999) uvádí mnoho příkladů už z dřívějších dob.

Velmi často jsou citovány práce Blausteina či Wakeho a jejich kolegů. V jedné z jejich studií se zabývali působením chemických kontaminantů v prostředí a zvyšující se intenzitou škodlivého UV-B záření (Blaustein & Wake, 1995; Blaustein et al., 2003). Oba negativní faktory snadno pronikají propustnou kůží obojživelníků (Baruš & Oliva, 1992). UV-B záření ohrožuje všechna životní stádia obojživelníků. Jeho působením vznikají deformace jedinců narušením DNA. Dále dochází k oslabení imunity, zpomalení růstu případně až ke smrti jedinců (Blaustein & Wake, 1995; Blaustein et al., 2003). Obojživelníky, krom znečišťujících látek a změn klimatu, dále ohrožují faktory jako introdukce invazivních druhů či nemoci (Gardner, 2001). Spolupůsobení těchto faktorů může ještě násobit jejich negativní dopad (Blaustein et al., 2003). Kiesecker a jeho kolegové (2001) například uvádějí, že populace obojživelníků v jezerech na západě USA, ve zdánlivě nedotčeném prostředí, jsou ovlivňovány změnami v rozložení a intenzitě srážek vlivem jevu El Niño. Když je

ve vodních plochách, kde se obojživelníci rozmnožují, menší hloubka vody, jsou embrya vystavena většímu účinku UV-B záření, a tím se zvyšuje i náchylnost k infekcím.

Dalším příkladem násobení negativních vlivů na obojživelníky může být kombinace zvýšení kyselosti vod a vysokých hodnot těžkých kovů, například hliníku. Tímto negativním spolupůsobením se zabýval Andrén a jeho kolegové (1988) u skokana ostronosého *(Rana arvalis)*, skokana hnědého *(Rana temporaria)* a skokana štíhlého *(Rana dalmatina)*. Tyto druhy obojživelníků se rozmnožují v přirozeně kyselých vodách (např. v rašeliništích), ale pokud jsou zde přítomny toxické těžké kovy, dochází u larev obojživelníků například ke zpomalení vývoje dýchacího aparátu (Cummins, 1986). Andrén a jeho kolegové (1989) se dále zabývali přirozeně kyselými tůněmi ve Švédku, kde byl v minulosti velký spad kyselých dešťů. Přirozeně nízké pH těchto vod se tak ještě více snížilo. V rámci jejich výzkumu zjistili, že tolerance k aciditě vody se u skokana ostronosého *(Rana arvalis)* lišila v rámci jednotlivých snůšek umístěných blízko sebe. Pozitivní tedy je, že vysoká genetická variabilita v toleranci k nízkému pH v rámci jednoho druhu by mohla zvýšit evoluční proces vedoucí k obojživelníkům lépe adaptovaným na nízké pH.

Spolu se ztrátou přirozených habitatů působí jako negativní antropogenní faktor i proces fragmentace krajiny. Fragmentace je proces, při kterém se zmenšují plochy biotopů a vzájemně se od sebe izolují (Wilcove et al., 1986). Často se mluví o negativním působení dlouhých lineárních dopravních staveb a jejich zahušťující se síti. Jejich stavbou se biotopy přímo ničí a vytváří se bariéry mezi nimi. Tím se populace obojživelníků izolují a snižuje se jejich početnost a genetická variabilita. Může dojít i k vymření některých druhů. Jejich početnost se dále snižuje úmrtími na frekventovaných komunikacích (Mikátová & Vlašín, 2002; Mikátová & Vlašín, 2004; Vojar, 2007). Van Gelder (1973) ve své studii uvádí, že až 30 % ropuch obecných bylo přejeto na asfaltové silnici s hustotou provozu pouhých 10 aut za hodinu. Jak ukazuje studie Bradyho a Richardsona (2017), některé druhy se na přítomnost silnice v blízkosti jejich rozmnožovacích biotopů mohou adaptovat. Většina druhů se však nebude schopna přizpůsobit nejen fragmentaci sítí komunikací, ale obecně všem současným neočekávaným změnám, které se dějí rychleji než proces genetické variability. Brady a Richardson (2017) upozorňují, že z ochranářského hlediska bude v budoucnu důležité umět předpovídat, který druh se adaptuje a který nikoliv. Na ty se bude třeba zaměřit a určit taktiku, jak početnost jejich populací zlepšit.

Migrující obojživelníci jsou závislí na matrici krajiny, která je jedním z klíčových prvků při reakci populací na fragmentaci prostředí. Dříve se předpokládalo, že závisí především na vzdálenosti mezi jednotlivými ploškami. Ve srovnání s ostatními obratlovci jsou

obojživelníci méně pohybliví. Mezi různými prostředími migrují maximálně na vzdálenosti pouze několika jednotek kilometrů, a proto je pro ně ideální jemnozrnná mozaika krajiny (Sinsch, 1990; Mazerolle, 2003). Například ropuchy obecné urazily při jarní migraci 2 až 3 km (Sinsch, 1988). Avšak dnes je zde stále více důkazů, že pro přesun obojživelníků je důležitá i samotná kvalita matrice (např. pokryv, teplota, vlhkost). Zda budou obojživelníci schopni rekolonizovat nové plošky, závisí na tom, jestli je detekují v prostoru a nebude zde nějaká bariéra omezující prostupnost krajiny k dané plošce (Mazerolle & Desrochers, 2005). K omezení prostupnosti krajiny pro obojživelníky dochází při stavbě silnic a některých postupech v lesnictví a zemědělství (deMaynadier & Hunter, 1995; Hitchings & Beebee, 1998; Vos & Chardon, 1998; Kolozsvary & Swihart, 1999; Joly et al., 2001).

Mazerolle a Desrochers (2005) využili věrnosti obojživelníků k jednomu rozmnožovacímu místu. Přesunuli žáby do stejných vzdáleností od tůně do nenarušeného (přirozeného) prostředí a do narušeného prostředí bez vhodného vegetačního krytu. Narušeným prostředním jsou například těžená rašeliniště a zemědělské plochy (zejména holá pole, intenzivně vypásané plochy, nedávno vysečené plochy, atd. Šance navrácení se do tůní u žab pohybujících se přes narušené prostředí byla dle předpokladů nižší z důvodu možné dehydratace a predace. V dalším pokusu si žáby volily mezi delší cestou nenarušeným a kratší cestou narušeným prostředím. Zde si očekávaně zvolily delší cestu přirozeným prostředím. Tyto pokusy tedy dokazují, že se obojživelníci umějí v narušených prostředích orientovat, a mají-li možnost, tak se jim vyhnou. Tím se vysvětluje nižší početnost obojživelníků v narušených prostředích a negativní vliv těchto prostředí na konektivitu krajiny (Mazerolle & Desrochers, 2005). Jejich výsledky se shodují s pokusy deMaynadiera a Huntera (1995) v pokácených lesích a Mazerolleho (2003) v těžených rašeliništích.

Při ochraně obojživelníků je důležité zmapovat všechny biotopy jejich výskytu a migrační koridory (Mikátová & Vlašín, 2002; Gardner, 2001; Mazerolle, 2003; Vojar, 2007). Nároky na prostředí jsou u každého druhu specifické. Obecně mají vyšší pravděpodobnost přežívání druhy se širokou ekologickou valencí, schopností rozmnožovat se vícekrát za rok a nevyžadující specifické prostředí k rozmnožování (García–Muñoz, et al., 2013).

### 1.1.3 Ohrožení obojživelníků v ČR

I naše společenstva v České republice ohrožují všechny výše zmíněné faktory, jako jsou používání chemie v zemědělství a lesnictví či infekční choroby, patogenní houby apod.

Nejvíce však naše obojživelníky ovlivňují ztráty reprodukčních habitatů a fragmentace krajiny (Mikátová & Vlašín 2002; Vojar, 2007).

Krajina České republiky byla po dlouhá staletí utvářena zemědělstvím, lesním hospodářstvím a rybníkářstvím. V druhé polovině 20. století se drobná políčka, oddělená remízky a mezemi, scelovala do velkých lánů polí, které se daly efektivněji obdělávat pomocí těžké techniky. Pole se dále rozšiřovala na úkor zdánlivě zbytečných podmáčených ploch na krajích vod. Cílem bylo dosažení větších zisků. Bez travnatého mezipásu se však všechna hnojiva a pesticidy splachují do vod a tím negativně ovlivňují její kvalitu. Zemědělské plochy byly běžně odvodňovány trubkovou drenáží. Koryta řek a potoků byla napřímena a zpevněna. Tím zanikla slepá ramena se stálými tůněmi v jejich nivách. Dále většina lesů byla přeměna na monokulturní plantáže s převahou smrku *(Picea abies)* nebo borovice *(Pinus sylvestris)*. Všechny tyto zásahy vedly ke zničení jemnozrnnosti struktury krajiny. Narušil se její vodní režim (Just et al., 2012; Salašová, 2012; Prach, 2009). Dále se omezila její prostupnost pro obojživelníky, kteří přišli o rozmnožovací i terestrické biotopy (Rubec et al, 1988; Wilen & Frayer, 1990; Vojar, 2007).

I současné zásahy krajinu dále odvodňují. Jedním příkladem je stále se rozšiřující zástavba (satelitní městečka, velké skladovací haly apod.) i na mokřadní ploše, která se před stavbou odvodní. Nadále probíhá obnova a budování nových odvodňovacích struh v monokulturních hospodářských lesích, kde chybí bylinné patro a odváží se veškerá dřevní hmota, která by mohla sloužit jako zimoviště. Rozbrázděný povrch, kde by mohly vzniknout tůně, je urovnán. I lesní cesty, kde vznikají koleje naplněné vodou, se zpevňují. Dalším problémem jsou i tzv. technická protipovodňová opatření. Ta spočívající ve zpevňování břehů řek a potoků a v odstraňování překážek z jejich koryt. Tyto překážky ale mohly sloužit jako úkryty obojživelníků (Just et al., 2012; Vojar, 2007).

Na základě těchto problémů se v současné době začínají realizovat nápravné projekty na obnovu mokřadů a obnovu přirozeného vzhledu vodních toků a navazujících niv (např.: potok Hučina). Obojživelníci tak mohou získat zpět potřebná stanoviště. Místo zaniklých mokřadů by obojživelníkům k rozmnožení mohly sloužit zatopené lomy, pískovny (hojné na Třeboňsku) a jiné drobné vodní plochy, které jsou často nevhodně rekultivovány nebo zarybňovány (Vojar, 2007).

V jižních Čechách je mnoho uměle vytvořených rybníků, které by se mohly jevit jako vhodná stanoviště pro obojživelníky, ale nejsou. Tyto rybníky jsou totiž přerybněné, vypouštěné v nevhodnou dobu, necitlivě odbahňovány a chybí v nich litorální porosty tvořící úkryt obojživelníků před všemi druhy ryb. Dravé druhy ryb ohrožují zejména dospělce

obojživelníků. Nedravé druhy ryb spolu s chovanými kachnami pak likvidují snůšky a drobné larvy (Mikátová & Vlašín 2002, Vojar 2007). Fischer (2016) uvádí, že vzhledem k dlouhověkosti obojživelníků stačí v rybnících snížit rybí obsádku na únosnou míru a obojživelníci vyskytující se v okolí na to dokážou velmi rychle zareagovat a úspěšně se zde rozmnožit.

V rybnících CHKO Třeboňsko je problémem vysoká eutrofizace a znečišťování vody krmením a hnojením přerybněných rybníků. Jejich průhlednost bývá nulová (Fischer – osobní sdělení). Zvýšené množství živin ve vodě totiž způsobí zarůstání nevhodnou vegetací (hlavně řasami) a to vyvolá nevhodné změny v množství kyslíku a pronikajícím světle. Obojživelníci se zde nerozmnoží. Eutrofizace splachy z polí ohrožuje i menší vodní nádrže, které hustě zaroste vegetace, až zcela zaniknou a obojživelníci přijdou o biotop k rozmnožení.

Nejen na Třeboňsku jsou problémem také přemnožená divoká prasata, která požírají snůšky nahromaděné na jednom místě i dospělce v terestrickém biotopu (Vojar, 2007; Fischer, 2015 – osobní sdělení).

## 1.2 Rašeliniště

Rašeliniště jsou jedním z terestrických biotopů obojživelníků, které jim mohou poskytnout útočiště v dnešní odvodněné krajině (Mikátová & Vlašín, 2002). Toto vlhké prostředí s vysokým výparem poskytuje obojživelníkům dostatek úkrytů. Rašeliniště jsou významnými ekosystémy, přičemž nejhodnotnější z nich jsou chráněny Ramsarskou úmluvou. Právě na vybraných ramsarských lokalitách na Šumavě a Třeboňsku probíhal náš předběžný průzkum.

Rašeliniště se dají klasifikovat podle více charakteristik, ale v přírodě mezi nimi nejsou ostré hranice (Rydin & Jeglum, 2006). Klasifikace rašelinišť se většinou vztahuje ke dvěma podstatným faktorům – zdroj minerálů a zdroj vody. Podle těchto zdrojů se dělí na minerotrofní a ombotrofní, která se také liší jiným pH a složením vegetace (Holden et al., 2004; Rydin & Jeglum, 2006).

Ombotrofní rašeliniště (vrchoviště) jsou velmi kyselá, jejich pH se pohybuje okolo 4. Ve středu vrchoviště bývá rašelinné jezírko, jehož velikost se mění podle pohybu podzemní vody a zazemňování. Další tůně mohou vznikat v prohlubních, kde je rozrušený povrch rašeliniště (Quinty & Rochefort, 2003; Rydin & Jeglum, 2006; Spitzer & Bufková, 2008). Tyto vodní plochy v aktivním vrchovišti mají často příliš vysoké pH, což je činí nevhodnými pro rozmnožování obojživelníků.

Minerotrofní rašeliniště (slatiniště) jsou zásobována převážně podzemní vodou, která přichází do kontaktu s minerálním podložím, čímž rašeliniště získávají více minerálů. A právě vyšší obsah některých kationtů (Ca a Mg) snižuje jejich kyselost (pH je větší než 4). Někteří obojživelníci je tedy mohou využívat i jako rozmnožovací biotop (Quinty & Rochefor, 2005; Rydin & Jeglum, 2006; Spitzer & Bufková, 2008).

Obecně se ombotrofní a minerotrofní rašeliniště v krajině nevyskytují izolovaně, ale krajinu tvoří mozaika různě lokálně odlišných rašelinišť podle specifických podmínek prostředí a stupně vývoje (Spitzer & Bufková, 2008).

### 1.2.1 Narušení rašelinišť člověkem

Rašeliniště se vyskytují především v chladných zemích severní polokoule (Kanada, Rusko, Finsko, Irsko, atd.) (Poulin & Pellerin, 2001), kde srážky převažují nad evapotranspirací (Haslam, 2003). Zde jsou rašeliniště také nejvíce ničena vysoušením hlavně za účelem zemědělství, lesnictví a těžby (Mazerolle, 2003). Celosvětově zabírají rašeliniště 3% pevniny (Joosten & Clarke, 2002). Kanadská rašeliniště zaujímají největší plochu ze všech států (druhé je Rusko). Nachází se zde 40 % všech světových rašelinišť, z toho jich je přibližně 90 % stále neporušených (Poulin & Pellerin, 2001). Ombotrofní rašeliniště na jihovýchodě Kanady (zvláště v Quebecu a Novém Brunšviku) (Mazerolle, 2003), jejichž povrch tvoří převážně rašeliník (Ganong,1891), čelí největšímu tlaku ohledně těžby rašeliny, protože zde je již vybudována potřebná dopravní infrastruktura (Mazerolle, 2003). Z tohoto důvodu odtud pochází nejvíce studií o vlivu těžby rašeliny na obojživelníky, pro které jsou neporušená rašeliniště vhodným terestrickým biotopem (Mazerolle, 2001; Mazerolle, 2003; Mazerolle & Cormier, 2003; Mazerolle 2004; Mazerolle & Desrochers, 2005; Mazerolle 2005).

I evropská rašeliniště byla intenzivně vysoušena a změněna hlavně kvůli zemědělství, lesnictví a urbanizaci. Jen málo rašelinišť zůstalo neporušeno v některých částech Evropy (Poulin & Pellerin, 2001). Například v Německu se jedná o méně než 15 % neporušených rašelinišť vzhledem k jejich původní rozloze (Mazerolle, 2003). Pozornost se v poslední době zaměřuje na rychle rostoucí těžební průmysl, který na přechodových a ombotrofních rašeliništích v Evropě a na východě severní Ameriky těží velké objemy rašeliny (Wheeler & Shaw, 1995).

Rašelina se využívá jako palivo nebo v zahradnictví a zemědělství v různých zemích už po stovky let (Dohnal et al. 1965; Bragg & Lindsay, 2003; Rydin & Jeglum, 2006; Spitzer & Bufková, 2008; Wilhelm, 2010). Využívala se i jako stelivo (Ganong, 1891). V České

republice má dlouhou historii využívání rašeliny v lázeňství, ale nejvíce se jí stále těží kvůli zahradnictví (Dohnal et al., 1965). Většina současné těžby v ČR se objevuje ve vrchovištích, často porostlých borovicemi (Konvalinová, 2010).

Jak již bylo řečeno, v minulosti byly kvůli zvýšení produkce vysoušeny okrajové části (laggy), které se přeměňovaly na zemědělské (louky, pastviny, pole) nebo lesnické plochy. Naopak některá rašeliniště byla zaplavena. Například stavbou lipenské přehrady se zaplavila část nivy horního toku Vltavy. Dnes tvoří zachovalá rašeliniště pouze 0,3 % rozlohy ČR. Většina se vyskytuje v horských pohraničních oblastech (Baragg & Lindsay, 2003; Spitzer & Bufková, 2008). Oproti tomu v Kanadě tvoří rašeliniště 11 % rozlohy (Quinty & Rochefort, 2003). Od 18. století, kdy byl nedostatek dřeva, do roku 1956 se u nás rašelina používala i jako palivo. Pak byl tento způsob využití zakázán (Spitzer & Bufková, 2008). Ale například nedávno v Ontáriu přišla vláda s cílem snížit podíl výroby elektrické energie z uhlí využitím rašeliny. Ekologickými dopady tohoto plánu se ve své práci zabýval Wilhelm (2010).

Rozsáhlá těžba („borkování“) rašeliny se v České republice prováděla ručně až do 50. let minulého století. Rašeliniště se nejdříve odlesnila a odvodnila sítí ručně hloubených mělkých kanálů. Pak se rašelinná ložiska ručně odřezávala u odvodňovacích příkopů. Rašelina se ale nevysušila tak precizně jako u průmyslové těžby a část rašeliny se nechávala jako přístupové cesty k obnaženým ložiskům podél odvodňovacích kanálů. Výsledný povrch po těžbě nebyl rovný. Na povrchu působila eroze a zbytky rašeliny často zanesly odvodňovací strouhy, čímž se prohlubně často zaplnily vodou, a mohli sloužit k rozmnožení obojživelníků. V průběhu let ale postupně zarostly vegetací, až se zazemnily. Borkováním bylo poškozeno mnoho českých horských rašelinišť v příhraničí. Většina rašelinišť byla po borkování využívána k pěstování lesa. Na jiných se dotěžili zbytky rašeliny pomocí těžké techniky, například na Soumarském Mostě (Dohnal et al., 1965; Spitzer & Bufková, 2008; Horn & Bastl, 2012).

Od 50. let minulého století se rašelina těžila pomocí těžké techniky, tzv. frézováním. Před těžbou se rašeliniště velmi efektivně odvodní sítí hloubených příkopů (Keys, 1992). Hlavní příkopy jsou vytvořeny po obvodu území určeného k těžbě a mohou být i 1,5 m hluboké. Uvnitř tohoto území se vytvoří vedlejší příkopy v několikametrových rozestupech (Lode, 1999). Následně se odstraní povrchová vegetace a odkryje se holá vrstva rašeliny k těžbě. Těžbu lze provést traktorem táhnoucím přístroj nasávající rašelinu podtlakem nebo traktorem s frézou, který vytváří z rašeliny menší bloky pro nakládku bagrem. Výsledkem je rozsáhlá rovná vytěžená plocha s jen velmi tenkou vrstvou holé rašeliny (v ČR dle zákona min. 50 cm) protkaná sítí odvodních kanálů. Tento povrch znemožňuje na rozdíl

od borkování, opětovnou rekolonizaci mokřadními druhy. K záchraně rašeliniště musí být provedena přírodě blízká revitalizace (Wheeler & Shaw, 1995; Robert et al, 1999; Daigle & Gautreau–Daigle, 2001, Konvalinková, 2010). Na Šumavě byla frézována rašeliniště Soumarský Most, Vlčí Jámy, Světlík a Horní Borková (Horn, 2009).

Těžba rašeliny tedy zásadně ovlivní hydrologii a vegetaci lokality. V intenzivně odvodněném rašeliništi voda kolísá podle chodu srážek (Quinty & Rochefor, 2005). Dále snížená hladina umožňuje provzdušnění horních vrstev rašeliny a její rozklad, čímž rašeliniště degraduje (Holden et al. 2004).

Ruční těžba se dříve prováděla na většině území České republiky, kde se rašeliniště vyskytovala. Aktuálně průmyslově těžené nebo nedávno dotěžené plochy se nacházejí zejména v jižních Čechách (Šumava, Třeboňsko, Jindřichohradecko) nebo ve Slavkovském lese. Velikost těžeben se pohybuje okolo 100 až 200 ha, (tj. cca čtverec max. 1,4 x 1,4 km) (Konvalinková, 2010). Nyní se u nás používá kromě frézování také tzv. mokrá těžba. Ta spočívá v hloubení jam bagrem bez odvodnění ložiska. Takto vytěžené rašelina se využívá pro lázeňské účely, kde je žádána vlhká rašelina, která neztratí své léčivé účinky vysoušením. Při mokré těžbě se jámy sice zaplní vodou, ale mají strmé břehy. Proto nejsou vhodné pro obojživelníky (Konvalinková, 2010).

### 1.2.2 Obnova rašelinišť

Rašeliniště se na celém světě po těžbě opět revitalizují. V porovnání s našimi rašeliništi jde o rozsáhlé narušené plochy a bylo napsáno mnoho článků a publikací o jejich revitalizaci (např. Rochefort et al., 2003; Quinty & Rochefor, 2003; Rochefort & Lode, 2006; Schuman & Joosten, 2006). Těžba rašeliny zásadně ovlivní hydrologii a vegetaci lokality. Pokud se těžba nedostane až na minerální dno, není mezi přirozenými a narušenými rašeliništi se zbytkovou vrstvou rašeliny žádný výrazný chemický rozdíl (Quinty & Rochefor, 2003).

V případě obnovy rašelinišť je cílem návrat k přirozeně fungujícímu soběstačnému ekosystému (Wheeler & Shaw, 1995) a opětovné nastartování procesů tvorby rašeliny. Obnova je poměrně náročná, protože se jedná o biotop citlivý na změny vodního režimu. Obvykle je nutné zajistit nejen obnovení původní hladiny vody, ale také původní vegetaci hlavně rašelinotvorné druhy *(Sphagnum spp.)* (Holden et al., 2004). Zablokováním odtoku pomocí hrází se sníží odtok vody a zvedne se její hladina. Tím rašeliniště zadrží dostatečné množství vody i v obdobích sucha. Obnovu vodního režimu rašeliniště je vhodné provádět spolu s daným povodím, nikoli odtrženě. Ihned po ukončení těžby je rašelinové pole bez živých rostlin nebo jejich částí. Zdroj semen nebo jiných diaspor je stovky metrů

vzdálen. Použitím mulče na odkrytou rašelinu, se sníží vypařování a pod mulčem mohou klíčit a růst rostliny (Quity & Rochefort, 2003). Například Mazerolle (2003) doporučuje ponechávat v těžených rašeliništích tůně lemované vegetací, které po ukončení těžby budou sloužit jako zdroj šíření rostlin i živočichů, jako jsou obojživelníci.

### 1.2.3 Obnova rašelinišť v ČR

V posledních letech se v ČR realizují projekty na obnovu vodních toků a mokřadů, ale v porovnání s rozsahem degradovaných mokřadů jde jen o malé množství. Nejčastěji se obnovují rašeliniště. Revitalizují se jak silně poničená průmyslově těžená vrchoviště (Soumarský Most), tak i plošně netěžená minerotrofní rašeliniště degradovaná odvodněním.

Na území NP Šumava bylo v minulosti ovlivněno odvodněním kvůli lesnictví, zemědělství a těžbě rašeliny přibližně 70% rašelinišť (Bufková et al., 2010). Intenzita narušení je různá podle toho, zda byla rašeliniště přeměněna nebo těžena. Odvodňovací systémy z přelomu 19. a 20. století se budovaly ručně a byly mělčí. V 60. až 80. létech 20. století se už budovaly hluboké rýhy a poškození bylo mnohem větší.

Od roku 1999 se začala šumavská rašeliniště revitalizovat přírodě blízkou obnovou v rámci projektu „Revitalizace šumavských rašelinišť“, na kterém pracuje Ivana Bufková. Základem bylo zahrazení odvodňovacích rýh dřevěnými hrázkami. Tím se opět zvýšila hladina podzemní vody a omezilo se její kolísání v průběhu roku a celkově se zpomalil odtok vody z rašeliniště (Bufková et al., 2010).

Zejména při obnově šumavských vrchovišť a rašelinišť ve svahu se používá koncept cílové hladiny. Počet a rozmístění hrází se volí podle sklonu svahu, výšky cílové hladiny a míry narušení rašeliniště. Závisí na hloubce a šířce odvodňovacích rýh. Zahrazené hluboké hlavní odvodňovací kanály s vodou se částečně vyplní rašelinou, větvemi a vegetací, aby se podpořil proces zazemňování a uchycení mokřadních rostlin. Mělké rýhy zarůstají samovolně. Opatření jsou prováděna ručně bez použití techniky vzhledem ke zranitelnosti biotopu. Poté se již rašeliniště ponechá sukcesi, protože obnovením původní hladiny podzemní vody začne rašeliniště samovolně regenerovat (Bufková, 2008).

Mnoho českých vytěžených rašelinišť se ale rekultivovalo nevhodně. Jejich povrch se zarovnal a nejčastěji zalesnil. Výsledkem byl hustý les borovic nebo smrků. Odvodňovací rýhy se ponechaly funkční pro lepší růst stromů (Konvalinková, 2010). U borkovaných rašelinišť je nejlepším způsobem ponechat plochy sukcesi, a tím vznikne opět biologicky hodnotné území často chráněné (např. Červené blato a Jezerní slať) (Konvalinková, 2010). Po frézování je třeba nejdříve obnovit vodní režim. Například na rašeliništi Soumarský most

byl obnoven vodní režim, donesená vegetace a zbytek ponechán sukcesi. Vznikly různorodé plochy s různým stupněm zatopení, s různou vegetací a pH. To bude ovlivňovat možné budoucí využívání obojživelníky.

Dále se doporučuje hloubit tůně, které mají cíl opětovné paludifikace. Také dobře jímají dešťovou vodu a vodu z tajícího sněhu a tím se zlepší vodní režim rašeliniště. Na rovné ploše rašeliny jsou vlhčími místy a umožňují lepší žití navráceným mokřadním druhům. Také zvyšují diverzitu ploch a využívají je nejen obojživelníci ale i vodní ploštice, vážky atd. Na vyfrézovaných plochách rašeliny mají také protipožární funkci (Quinty & Rochefort, 2003; Konvalinková, 2010). Doporučují se dělat tůně mělčí než 20 cm tak, aby zde voda nestála delší období, což je pro potřeby obojživelníků špatně (Quinty & Rochefort, 2003).

Pro obojživelníky je důležité, že na revitalizovaném rašeliništi opět zaroste přehřívající se povrch rašeliny a nebude tak bariérou pro jejich migraci a vegetace jim poskytne množství úkrytů. Zahrazením odvodňovacích kanálů se opět zvýší hladina vody v rašeliništi, suchá rašelina se opět nasytí a kanály se naplní vodou. Kanály, hloubené tůně a zatopené plochy mohou sloužit k rozmnožení. K hydrataci zas bude opět sloužit celé vlhké rašeliniště (Mazerolle, 2003; Quinty & Rochefort, 2003). K výraznějším chemickým změnám, například zvýšení pH, může v narušeném rašeliništi dojít, pokud se těžba dostane až na minerální podloží (Quinty & Rochefort, 2003). Například v zatopených hlubokých odvodňovacích příkopech pak může být nižší pH než v rašelinných tůních (Mazerolle, 2004).

### 1.2.4 Obojživelníci na rašeliništích

Obojživelníci jsou relativně méně mobilní než ostatní obratlovci a pohybují se do vzdálenosti maximálně několika kilometrů. Jejich fyziologická omezení (vodní bilance a regulace teploty) jim brání vzdalovat se daleko od vlhkých stanovišť (Sinsch, 1990). Rašeliniště představují vhodný terestrický biotop pro obojživelníky, protože splňují nároky na vlhkost prostředí i dostatek potravy. Potravu obojživelníků tvoří bezobratlí (Baruš & Oliva, 1992). Na rašeliništích jsou častí zástupci dvoukřídlého hmyzu, brouků, ploštic, motýlů či blanokřídlých (Spitzer & Bufková, 2008). Hlavní předností zejména vrchovišť je, že zůstávají vlhká i v období, kdy okolní krajina vysychá. V letním období mohou vrchoviště ztratit až 80 % vody především evapotranspirací. Přesto zůstanou vlhká, i když okolní krajina vyschne (Quinty & Rochrefot, 2003; Mazerolle, 2005). Mazerolle (2005) uvádí, že v době jeho experimentu zůstala po celé léto rašeliniště vlhká, i když okolní lesy byly mimořádně suché. V experimentech akutně dehydrované žáby nepreferovaly ani jeden

biotop k hydrataci (rašeliniště s porostem rašeliníku x voda x vlhká lesní půda). Rašeliništím se tedy nevyhýbaly i přes jejich aciditu (Mazerolle, 2005).

Těžba rašeliny ale negativně ovlivňuje diverzitu a početnost populací obojživelníků (Mazerolle, 2003). Odhalená tmavá rašelina se za slunných dnů silně přehřívá pohlcováním tepla. Navíc má přeschlá rašelina špatnou smáčivost (Spitzer & Bufková, 2008). Obojživelníci se pohybu přes ni vyhýbají kvůli riziku dehydratace. Odhalená rašelina tak omezuje migraci obojživelníků (Sinsch, 1990; Mazerolle, 2003; Mazerolle & Desrochers, 2005). Mazerolle (2004) na jejím povrchu nezaznamenal žádné jedince ani během noci. Rozdíly v početnosti obojživelníků mezi těženými a netěženými rašeliništi jsou tedy pravděpodobně výsledkem narušení konektivity mezi těženými rašeliništi a okolními lesy i v rámci narušeného rašeliniště (Mazerolle, 2003). K migraci a hydrataci mohou v narušených rašeliništích posloužit odvodňovací příkopy naplněné vodou a obklopené zelení (Mazerolle, 2004). Příkopy jsou, ale naplněné vodou pouze omezený čas, kdy odvádí vodu z rašeliniště připravovaného k těžbě (Mazerolle & Cormier, 2003). Proto Mazerolle (2003) doporučuje při velkoplošné těžbě rašelinišť zachovávat mozaiku krajinných prvků, jako jsou rašelinná jezírka, keře, části lesa. V běžné praxi se těžba provádí až k okrajům tůní, nebo se tůně vysuší. Vzhledem k tomu Mazerolle a Cormier (2003) inspirovaní Semlitschem (1998) doporučují ponechat bufrovací zóny s vegetací po obvodu tůní. Zachování dostatečně velké nárazníkové zóny (např. 165 m) (Semlich, 1998) by mohlo zvýšit využití tůně obojživelníky a také by zde mohli setrvávat delší období (Mazerolle & Cormier, 2003). Přinejmenším by tůně poskytly úkryt pro jednotlivce pohybující se kolem nich, ale reprodukční biotopem být nutně nemusí (Mazerolle, 2003). Tůně s velkou bufrovací zónou a koridory s vegetací nemusí ještě znamenat zmírnění dopadů těžby na obojživelníky. Spíše by z dlouhodobějšího hlediska sloužily jako zdroj pro šíření rostlin a živočichů v rašeliništích po ukončení těžby v rámci fáze obnovy vytěžených ploch (Mazerolle & Cormier, 2003).

Přestože se některé druhy obojživelníků úspěšně rozmnožují v přirozeně kyselých prostředích (například skokan ostronosý – *Rana arvalis* nebo rosnička andersonova – *Hyla andersonii*), populacím obojživelníků vyskytujících se v takovýchto stanovištích nebyla věnována dostatečná pozornost (Mazerolle, 2005). Vzhledem k tomu, že studie prováděné v rašeliništích se většinou týkají vegetace a spontánní sukcese, jen málo se jich zabývalo živočichy jako hmyzem nebo ptactvem. Studie týkající se obojživelníků vypracované přímo v rašeliništích, jakožto přirozených kyselých stanovištích, zůstávají vzácnými (Stockwell a Hunter, 1989; Karns, 1992). Dále zůstává nejasné, do jaké míry obojživelníci využívají

různá rašeliniště pro rozmnožování či využití jako letní stanoviště ve srovnání s jinými méně kyselými biotopy než jsou rašeliniště (Mazerolle, 2005).

Vývoj embrya a larvy obojživelníků negativně ovlivňuje velmi nízké pH rašeliništních vod. Kyselost rašeliništních vod je odlišná v různých typech rašelinišť (minerotofní, ombotrofní) a vliv má i historie ovlivnění rašeliniště člověkem (Dale at al., 1985; Freda & Taylor, 1992; Rydin & Jeglum, 2006; Mazerolle, 2004).

Například ve vrchovištích v Kanadě byla voda v odvodňovacích kanálech, vytvořených kvůli těžbě, méně kyselá než v tůních v rašeliništi (tj. pH cca 5,00 ve srovnání s cca 4,00) z důvodu kontaktu s minerální vrstvou (Mazerolle, 2004). Mazerolle (2004) uvádí, že se přesto v odvodňovacích kanálech skokan křiklavý *(Rana calamitans)* nerozmnožoval, i když mají jeho pulci vysokou toleranci k nízkým pH. Vajíčka a pulci skokana křiklavého totiž tolerují hodnotu pH do 3,9 a 50 % jich umírá při pH 3,36 ($LC_{50}$ při pH 3,36) (Dale at al., 1985; Freda & Taylor , 1992).

Poměrně vysokou toleranci ke kyselé vodě měly v experimentu Freda a Taylora (1992), kromě skokana křiklavého *(Rana calamitans)*, také larvy skokana lesního *(Rana sylvatica)* $LC_{50}$ při pH 3,71). Ale při vylíhnutí embryí tohoto druhu skokana lesního *(Rana sylvatica)* z populací v Connecticutu byla tolerance k nízkému pH nižší ($LC_{50}$ pH 3,75 ). Při pH 3,5 a nižším se vylíhlo už pouze 1 % embryí (Pierce et al., 1984). Tolerance k aciditě se totiž zvyšuje během ontogenetického vývoje obojživelníků a larvy v testech přežívaly v nižším pH než embrya (Pierce et al., 1984; Freda & Dunson, 1985; Pierce, 1985; Pierce & Wooten, 1992). Rašeliniště lépe využívají až dospělci obojživelníků jako letní biotop (Mazerolle, 2005). Rozdílnost tolerance k nízkému pH mezi druhy obojživelníků je dána tokem sodíku a jeho obsahem v těle. Larvy s nižším obsahem sodíku v těle jej ztrácí méně v kyselém prostředí než larvy s vyšším obsahem sodíku v těle. Nízký obsah sodíku v těle může tedy být adaptací na prostředí s nízkým pH (Freda & Dunson, 1984; Cummins, 1988).

Při experimentu, kde Mazerolle a Cormier (2003) zkoumali, zda intenzita těžby ovlivní využití tůní v rašeliništích skokanem křiklavým *(Rana calamitas)* na rašeliništích (1.) narušených, (2.) středně narušených a (3.) nedotčených člověkem, nalezli pulce pouze v tůních na (2.) rašeliništích připravovaných k těžbě, kde ještě nebyla odstraněna vegetace, ale už zde byly vybudované příkopy plné vody. Žádné pulce nenalezli na (1.) rašeliništích kompletně zbavených vegetace s odvodňovacími kanály s trochou vody nebo žádnou vodou. Nenalezli je ale ani na neporušených rašeliništích (3.) bez odvodňovacích příkopů. Přestože se průměry pH vody v tůních, v těchto třech typech intenzity narušení, mírně lišily (1. narušené pH= 3,952; 2. středně narušené pH=3,95; 3. přírodní pH=4,05), nebyly tyto

rozdíly biologicky signifikantní, protože vajíčka a pulci skokana křiklavého *(Rana calamitans)* totiž tolerují pH do 3,9 (Dale at al., 1985).

Výskyt pulců ve středně narušených rašeliništích může vysvětlovat přítomnost odvodňovacích příkopů s vodou obklopených zelení, které protínaly i zkoumané tůně. Příkopy totiž mohou sloužit jako migrační koridory a usnadňovat migraci skokana křiklavého *(Rana calamitans)* k tůním (Mazerolle, 2004). I tyto plochy rašeliniště budou, ale vytěžené a tůně zaniknou (Mazerolle a Cormier, 2003).

V dalším pokusu Mazerolle (2005) porovnával využití tůní skokanem křiklavým *(Rana calamitans)* v ombotrofních rašeliništích a tůní v okolních lesích. Při poslechu vokalizujících samců zjistil, že ¾ se jich vyskytovali v lesních tůních. V rašelinných tůních nenalezl žádné pulce skokana, ale ve více než v polovině studovaných tůních v lesích se alespoň jeden pulec vyskytoval. Průměrná hodnota pH 3,67 v rašelinných tůních na této lokalitě pravděpodobně snižuje úspěšnost vývoje embryí a pulců skokana křiklavého.

Nízký výskyt úspěšného rozmnožování nebyl zpozorován jen u skokana křiklavého (Karns 1992, Mazerolle & Cormier 2003), ale i u skokana lesního *(Rana sylvatica)* (Karns 1992). To posiluje představu Bellise (1962), Schroedera (1976) a Mazerolleho (2001), kteří uvádějí, že obojživelníci používají rašeliniště především jako letní stanoviště po dokončení metamorfózy v blízkých tůních mimo rašeliniště. Mazerolle (2005) tuto představu potvrzuje. V jeho následném experimentu zjistil, že se početnost obojživelníků v rašeliništích zvýšila až po období rozmnožování.

Současné studie proto ukazují, že juvenilům i adultům mohou rašeliniště (všechny studie dělal Mazerolle na vrchovišti s pH cca 4) poskytnout prostor k hydrataci a jsou tak potenciálně užitečnými vlhkými refugii pro obojživelníky v obdobích sucha a nevyhýbají se jim i přes jejich aciditu. K rozmnožování však preferují méně kyselé vody v okolních lesích navazujících na vrchoviště (Mazerolle, 2004; Mazerolle, 2005).

Dobrým znamením je, že Test Freda a Taylora (1992) také prokázal, že pulci jsou schopni rozpoznat nízké pH vody a vyhýbat se jí. Míra kyselosti může být ve vodním biotopu různorodá. Vyšší pH bývá v místě, kde rostou a fotosyntetizují vodní makrofita. Naopak v místech, kde roste rašeliník, bývá pH nižší. Larvy, pokud mají v nádrži možnost, se oblastem s nižším pH vyhýbají, což může zabránit jejich úmrtí při dočasném okyselení prostředí (Freda & Taylor, 1992). Některé druhy obojživelníků se mohou vylíhnout ve vodě se subletální (nepostačující k usmrcení) kyselostí a larvy se pak mohou pomaleji vyvíjet (Freda & Dunson, 1985). To má významný dopad na ekologické interakce, protože predace a kompetice jsou silně závislé na velikosti pulců. Pokud se tedy larvy vyhnou kyselejším

vodám v biotopu a omezí tak potenciální inhibici růstu, jejich šance na přežití a přeměnu v dospělce se zvýší (Freda & Taylor, 1992).

# 2 Předběžný průzkum

Při monitorování početnosti a druhového složení populací obojživelníků zvolených lokalit byla použita Metodika sledování stavu Evropsky významných lokalit autorů Fischera a Jeřábkové (2015). V průzkumu probíhajícím od března do července byla postihnuta období ukončení hibernace a jarní migrace, období páření a kladení snůšek, období vývoje larev. Ke zjištění diverzity a odhadnutí početnosti obojživelníků byli jedinci a snůšky identifikováni a spočteni. Použili jsme kombinaci poslechu (noční poslech vokalizujících samců), vizuálního pozorování (adulti a subadulti v terestrickém a vodním prostředí, snůšky), namátkového prolovování vodních ploch podběrákem (vzrostlé larvy, adulti ocasatých obojživelníků), použití živochytných pastí s návnadou (vrší) umístěných tak, že část vrše byla nad hladinou (ocasatí).

## 2.1 Popis zvolených lokalit

Největší množství rašelinišť v rámci ČR se nachází ve dvou regionech jižních Čech, a to na Šumavě a v Třeboňské pánvi (Soukupová, 2003). Náš výzkum byl zaměřen na nejcennější rašeliniště Šumavy a Třeboňska chráněná Ramsarskou úmluvou. Lokality v těchto oblastech byly vybrány za účelem zjištění, jak obojživelníci využívají různé typy rašelinišť v odlišných nadmořských výškách a s rozdílnou dostupností vodních nádrží, sloužící jako reprodukční biotop.

*Tabulka č.1: Přehled studovaných lokalit*

| Lokalita | Oblast | Souřadnice lokality |
|---|---|---|
| Rašeliniště na Křemelné | Šumava | 49.1785450N, 13.2950650E |
| Tetřevská a Filipohuťská slať | Šumava | 49.0268919N, 13.5275944E |
| Vltavský luh | Šumava | 48.8304414N, 13.9400753E |
| Červené blato | Třeboňsko | 48.8619014N, 14.8085711E |
| Žofinka | Třeboňsko | 48.8200786N, 14.8822172E |

### 2.1.1 Šumava

Šumavská rašeliniště s rozlohou 102 $km^2$ patří mezi nejrozsáhlejší mokřady mezinárodního významu v ČR. Vyskytují se v nadmořských výškách 600 – 1100 m n. m. Jsou v různém stádiu vývoje a patří k nejzachovalejším v České republice. Přesto byla některá porušena až zničena. Slatiniště se jen povrchově odvodnila a využívala

v zemědělství. Přechodová rašeliniště se po překrytí minerální vrstvou využívala jako pastviny a louky. Vrchoviště se intenzivně odvodňovala a přeměňovala na lesy a pole. Některá rašeliniště byla také těžena (Dohnal, 1965; Spitzer & Bufková, 2008). Mnoho z poškozených rašelinišť již bylo revitalizováno v rámci „Programu revitalizace šumavských mokřadů a rašelinišť“. Pomocí dřevěných hrázek se zahradily odvodňovací strouhy v rašelinných lesích, podmáčených smrčinách či vrchovištích. Díky tomu vznikly v rašeliništích nové tůně, kde se obojživelníci mohou rozmnožit. Po revitalizaci byl zase obnoven vodní režim a rašeliniště tak zůstanou vlhká i v sušších obdobích a obojživelníci je mohou využít v terestrické fázi svého životního cyklu (Bufková et. al., 2005; Mazerolle, 2005).

Námi prozkoumaná rašeliniště se nachází v horním povodí řek Otavy (okolo Křemelné) a Vltavy. Rašelinná ložiska se v těchto povodích od sebe liší vlivem morfologických poměrů. Horní tok Otavy a její přítoky jsou značně zařízнuté, příkré svahy nejsou vhodné pro vývoj rašelinišť. Ty se nachází pouze v parovinách a pramenných oblastech. Takto byla vytvořena rašeliniště v naší první a druhé lokalitě. Oproti tomu široké a mělké údolí horního toku Vltavy a přítoků umožnilo rozvoj rašelinných ložisek a v údolí Vltavského luhu, naše třetí lokalita, je z velké části tvořeno údolními vrchovišti (Dohnal, 1965).

#### 2.1.1.1 Popis lokality Rašeliniště na Křemelné

Podlokalita Rašeliniště na Křemelné je tvořena systémem pramenišť a rašelinišť v okolí řeky Křemelné. Ta pramení na svahu hory Pancíř v nadmořské výšce přes 1100 m n. m. a její horní tok vytváří na horských pláních meandry a slatiniště. Na dolním toku vytváří hluboký kaňon se suťovými svahy. Naše prozkoumané území se nachází v jedné části území Rašelinišť na Křemelné v nadmořské výšce přes 900 m n. m. blízko obce Železná Ruda. Rašeliniště vzniklo v pramenné oblasti Gerlova potoka, který se vlévá do Slatinného potoka (pravostranný přítok řeky Křemelné). Oblast přesněji leží na části území PR Prameniště a I.zóny NP Gerlův potok [1, 2]. V PR Prameniště jsou místy vytvořeny rašelinné vrstvy s průměrnou mocností 0,75 m, maximální mocnost je 4,2 m (Vávra, 2004). Tuto lokalitu tvoří podmáčené a rašelinné smrčiny s drobnými kalužemi.

#### 2.1.1.2 Popis lokality Tetřevská a Filipohuťská slať

Tato podlokalita je tvořena horskými vrchovišti, přechodovými rašeliništi a navazujícími podmáčenými smrčinami. A je pramennou oblastí Filipohuťského potoka. Námi vybraný úsek se nachází v těsném okolí obce Filipova Huť v nadmořské výšce nad 1000 m n. m. V tomto úseku se vytvořily rašelinné a podmáčené smrčiny s drobnými

kalužemi obklopenými porostem rašeliníků *(Sphagum spp.)*. V podrostu nalezneme i další typické rašeliništní druhy jako jsou suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum)* nebo keříčky klikvy bahenní *(Vaccinium oxycoccos*). Na les navazuje luční minerotrofní rašeliniště (Spitzer & Bufková, 2008).

#### 2.1.1.3 Popis lokality Vltavský luh

Poslední lokalitou našeho průzkumu na Šumavě byla podlokalita Vltavský luh, kterou tvoří složitý komplex mokřadní a rašeliništní vegetace. Řeka Vltava zde vzniká soutokem Teplé a Studené Vltavy. V okolí soutoku se nachází rozsáhlé údolní vrchoviště Mrtvý luh. Horní tok Vltavy zde přirozeně meandruje a zaplavuje své okolí. Průtok v povodí je proměnlivý dle objemu srážek. Proto je zde vytvořeno mnoho mrtvých ramen, tůní a říčních zálivů v různé fázi zazemnění, která jsou vhodným biotopem pro rozmnožování obojživelníků. Postupným zarůstáním těchto stojatých vod vznikla údolní vrchoviště, které pokrývají velkou část nivy Vltavy. Navazují na ně přechodová rašeliniště a rašelinné lesy. Celá oblast je sušší a teplejší, než centrální horská planina pohoří Šumavy (Dohnal, 1965; Bufková et. al., 2005; Šindlar, 1999). Například v této oblasti byl revitalizovaný potok Hučina, přítok Studené Vltavy, který byl narovnán. Celý mokřadní komplex, zahrnující údolní vrchoviště s borovicí blatkou *(Pinus rotundata)*, porosty podmáčených a rašelinných smrčin či luční minerotrofní rašeliniště, byl odvodněn. Při revitalizaci se upravil potok opět do meandrující podoby a síť odvodňovacích struh byla zahrazena dřevěnými hrázkami, čímž zde vznikly nové tůně. Ty se však již postupně zazemňují (Spitzer & Bufková, 2008; Pithart & Bufková, 2013 – [3]).

### 2.1.2 Třeboňsko

Náš předběžný průzkum proběhl na rašeliništích Žofinka a Červené blato, která spolu s Rudou u Horusického rybníka (minerotrofní rašeliniště, odvodněné, z větší části vytěžené), Širokým blatem (lesní přechodové rašeliniště, část byla těžená) a rašeliništěm Mirochov (přechodové rašeliniště, část odlesněna a vytěžena) patří do Třeboňských rašelinišť mezinárodního významu [4].

Srovnáním početnosti druhů na území CHKO Třeboňsko se zabýval Kopecký a jeho kolegové (2014). Srovnávali složení společenstev v jednotlivých kvadrantech. Ale průzkumy na výskyt obojživelníků se dříve soustředily na jiná vhodnější vodní prostředí, než jsou rašeliniště. Na Červeném blatě ani v Žofince před naším průzkumem žádný batrachologický průzkum neprobíhal. Dle studie zabývající se změnami rozšíření a diverzity obojživelníků na území CHKO Třeboňsko nedošlo v období 1960 – 2010 k vymizení ani k objevu nového

druhu na tomto území. Je ale důležité si uvědomit, že dřívější průzkumy se soustředily právě na rybníky a další vodní plochy. Avšak dochází k rapidnímu ústupu skokana hnědého z území (Kopecký et al., 2014). Stejný trend je například i na jihovýchodní straně Polska (Bonk & Pabian, 2010). Největším udávaným negativním vlivem je fragmentace biotopů. Druh totiž využívá různé biotopy, mezi kterými migruje – zimoviště: tekoucí voda, rozmnožování: stojatá voda, většina roku: souš (Kopecký et al., 2014). Skokan hnědý přesto není vůbec zařazen mezi zvláště chráněné druhy ve vyhlášce č. 395/1992 Sb.

Oproti šumavským rašeliništím jsme na Třeboňsku zaznamenali větší počet druhů. To je ale dáno nižší nadmořskou výškou a vyšším počtem především větších vodních nádrží (rybníků).

Mezi lokalitami Červené blato a Žofinka probíhá těžba rašeliny u obce Hrdlořezy. Na části již proběhla přírodě blízká revitalizace, ale část byla nevhodně zalesněna (Konvalinková, 2010). Obojživelníci toto degradované stanoviště pravděpodobně nijak nevyužívají, protože jsou v okolí vhodnější stanoviště. Narušené ploše se zřejmě vyhýbají i při migraci, v okolí jsou zachovalé rozsáhlé lesní porosty.

#### 2.1.2.1 Popis lokality Červené blato

Červené blato je jedním z nejrozsáhlejších rašelinišť nižších poloh. Toto vrchoviště je porostlé blatkovým borem a v podrostu jsou souvislé porosty keříků rojovníku bahenního, rašeliníků, vřesovcovitých rostlin a po obvodu rašeliniště jsou podmáčené smrčiny (Albrecht, 2003). Celá plocha je pokryta rozvolněnou stromovou vegetací a v otevřenější části se nachází větší zazemňující se tůň, ve které se pravděpodobně kvůli nevhodnému chemizmu obojživelníci nerozmnožovali. Maximální mocnost rašeliny zde dosahuje 7,6 m, průměrná mocnost 3 m. Proto bylo rašeliniště v minulosti odvodněno za účelem zvýšení produkce místních lesů a především část byla ručně vytěžena borkováním pro využití rašeliny v blízké sklářské huti, a poté ponecháno samovolnému vývoji. Některé odvodňovací kanály se zablokovaly nedotěženou rašelinou, jiné byly v rámci péče o území zahrazeny a rašeliniště úspěšně zregenerovalo. Většina kanálů se již téměř nebo úplně zazemnila. K rozmnožení obojživelníků tak sloužila pouze část nezrašelinělých odvodňovacích toků při okraji rašeliniště. Okolí NPR Červené blato tvoří lesní porosty a různě intenzivně obhospodařované zemědělské plochy a několik větších vodních ploch, které jsme zahrnuli do předběžného průzkumu, protože obojživelníci, kteří se v nich rozmnožují, mohou využívat Červené blato jako vhodný terestrický biotop v letním období.

#### 2.1.2.2 Popis lokality Žofinka

Naší další lokalitou byla Národní přírodní rezervace Žofinka nacházející se v lesním komplexu v CHKO Třeboňsko jižně od NPR Červené blato a je součástí stejného rašelinného ložiska. Toto přechodové rašeliniště také tvoří rozsáhlý blatkový bor s podrostem rojovníku bahenního *(Ledum balustre)* a vřesovcovitých rostlin. Mocnost rašeliny je zde ale menší a je značně proměnlivá. V centrální části území dosahuje maximálně 4 m. Rašeliniště bylo v minulosti rovněž odvodněno a ručně těženo. Později se po obvodu prohloubily odvodňovací strouhy v rámci lesnických úprav. V současné době je území protkáno odvodňovacími stokami v různém stupni zazemnění. V rámci řízené péče o rezervaci se zpomaluje odtok pomocí zaslepování odvodňovacích stok. Jsou zde také budovány menší tůně z důvodu obnovy rašelinotvorného procesu.

## 2.2 Přehled ekologie obojživelníků pro předběžný průzkum

### 2.2.1 Čolek horský (*Ichthyosaura alpestris,* Laurenti, 1768)

Celé území ČR leží v areálu rozšíření čolka horského, nejvíce nálezů pochází z horských a podhorských oblastí nad 400 m n. m. Na území CHKO Šumava, NP Šumava a CHKO Třeboňsko jsou obsazeny všechny kvadráty sítové mapy ČR (Moravec, 1994; Dvořák et al., 2005), avšak díky Kopeckého studii zpřesněné na kvadranty vidíme, že obsazuje pouze polovinu všech kvadrantů v CHKO Třeboňsko. Na Šumavě je uváděn jako hojný druh bez přímého ohrožení [5]. Jeho výskyt je u nás limitován nízkými teplotami, v nižších polohách se vyskytuje pouze v oblastech s rozsáhlými lesy a především v údolích s teplotní inverzí. Přestože žije skrytým způsobem a je silně vázán na lesní biotopy, ve vyšších polohách obývá i vlhké horské louky. K rozmnožování v klimaticky drsnějších oblastech preferuje osluněné vodní plochy a jejich larvy dokážou přezimovat v hlubších tůních, nepromrzajících až ke dnu (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil et al., 2011). Nejčastěji se však rozmnožují v mělkých kalužích na lesních cestách s minimem vegetace, dále také v menších tůních, strouhách u cest, prameništích a zatopených lomech (Maštěra et al., 2015). Zřetelná preference menší vod je vidět i v případě výskytu v rybníkách, kde se rozmnožuje pouze v uzavřených zátokách a navazujících mokřadech v litorálu (Moravec, 1994). V tomto období se ve vodě zdržuje v závislosti na teplotě od března do července. Na vodní vegetaci lepí jednotlivě vajíčka, ale v kalužích je může lepit i na kameny a větičky (Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra et al., 2015).

Ohrožuje ho velkoplošné kácení a velmi mu škodí zpevňování lesních cest, protože výmolovité kaluže vznikající provozem lesní techniky slouží mnohde prakticky jako jediné

vhodné stanoviště k reprodukci. Mezi přirozeně zanikající biotopy patří zazemňující se tůně (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002). K jeho ochraně pomůže nejen evidence a ochrana stávajících lokalit, ale i zakládání drobných lesních tůněk v oblastech pramenišť (Mikátová & Vlašín, 2002).

Na rašeliništích se může rozmnožit v otevřených plochách, s přítomností mělkých zatopených depresí. Využít může i tůně bez vegetace, vzniklé prostým zahrazením odvodňovacích příkopů.

### 2.2.2 Čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*, Linnaeus, 1758)

Čolek obecný je poměrně nenáročný na charakter svého stanoviště a celé území ČR leží uvnitř areálu jeho rozšíření a tak je nejčastěji se vyskytujícím druhem ocasatého obojživelníka v ČR. Nejvhodnější podmínky nachází v nížinách a pahorkatinách, ve vyšších polohách je vzácnější. Na Šumavě se běžně vyskytuje do 900 m n. m., ale i z vyšších lokalit existují nálezy (Baruš & Oliva, 1992; Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002). Hojnější je však v nižších a teplejších částech Šumavy [6]. Není tolik vázán na lesní komplexy jako čolek horský, preferuje spíše otevřenou krajinu – vlhké otevřené biotopy s hustým porostem bylinné vegetace. Na jaře migruje k rozmnožovacím nádržím, kde se vyskytuje od března do června, ve vyšších oblastech až do července (Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 2002). Vyhledává různorodé vodní plochy, například tůně na loukách, v lomech, v pískovnách, mělké části rybníků, ale i zahradní jezírka. Nejvhodnější jsou pro něj nezastíněné mělké mírně zarostlé tůně, protože se zde ukrývá přes den a samice lepí vajíčka na listy vodních rostlin, ale případně i na kameny. Může se tak rozmnožit v kalužích na cestách, požárních nádržích či betonových koupalištích (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra et al., 2015). Přestože dokáže využívat i vodní plochy v zastavěném území, z původního souvislého rozšíření vznikají menší lokální populace, které se od sebe dále izolují s postupující urbanizací a přeměnou kulturní krajiny (Moravec, 1994). Ohrožuje ho nejen úbytek malých návesních rybníků a drobných vodních ploch zavážením, ale i intenzivní chov ryb i v malých vodních nádržích, chov polodivokých kachen a užití biocidů (Mikátová & Vlašín, 2002).

V rašeliništích jsou pro něj vhodné menší tůně v otevřených plochách. Zahrazené odvodňovací příkopy mohou být již částečně zarostlé a vajíčka může lepit i na ponořené větve, které se používají při revitalizaci.

### 2.2.3 Čolek velký (*Triturus cristatus*, Laurenti, 1768)

Čolek velký se vyskytuje roztroušeně po celém území ČR, v menších lokálních populacích až metapopulacích. Nalezneme ho především v nižších polohách, horním maximem je 800 m n. m., ale je poměrně odolný vůči drsnému klimatu, v místech kde se vyskytuje spolu čolkem horským, se přesunují do vody téměř ve stejnou dobu. V našich průzkumných lokalitách byl nalezen pouze na Třeboňsku. Dospělci nemají speciální požadavky na vzhled terestrického a vodního biotopu a jsou poměrně odolní vůči organickému znečištění. K hydrataci tak mohou využívat i eutrofizovanější vody. Larvy jsou ale citlivé na zvýšenou kyselost vody a její chemické znečištění používáním biocidů. A dočasná nebo trvale zhoršená kvalita vody může ohrozit celé populace. Dalším problémem jsou jeho málo početné populace, mezi kterými je navíc omezená migrace jedinců vlivem urbanizace, velkoplošného zemědělství a úbytku souvislých lesních celků. Čolka velkého ohrožuje i nedostatečná potravní nabídka (hmyz, měkkýši, vajíčka jiných obojživelníků), dravé ryby a chov polodivokých kachen na větších nádržích (problém Třeboňských rybníků), které na rozdíl od ostatních našich čolků k rozmnožování preferuje (Baruš & Oliva, 1992, Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002). Nejvhodnějším je pro něj vetší osluněná tůn či malý rybník s hloubkou vody do 50 cm bez rybí obsádky s bohatě vyvinutou litorální vegetací. Využívá tůně na loukách, v lesích, lomech, pískovnách, dále koupaliště, požární nádrže (Maštěra et al., 2015). Na vodní prostředí je vázán více než ostatní druhy čolků a setrvává zde většinou od března do července. Přezimuje na souši i ve vodě (Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 2002).

Čolek velký využívá rašeliniště jen jako terestrický ekosystém, protože jsou jeho larvy citlivé na zvýšené pH vod. K rozmnožení preferuje vetší vodní plochy, které na rašeliništích většinou chybí.

### 2.2.4 Ropucha obecná (*Bufo bufo*, Linnaeus, 1758)

Ropucha obecná je druh s velmi širokou nikou a v ČR se vyskytuje celoplošně a dokonce často obývá intravilány obcí. Není omezena klimaticky ani výškově a žije od nížin až po horské oblasti. K rozmnožování však preferuje vetší, hlubší (40 –70cm) a trvalé vodní plochy. Moravec (1994) uvádí, že v horských oblastech je výskyt ropuchy limitován spíše nedostatkem vhodných vodních nádrží než vlivem klimatických faktorů. Mikátová a Vlašín (2002) poznamenávají, že se dokáže spokojit i s mělčími nádržemi. Rozmnoží se například i v malých kalužích vzniklých zahrazením odvodňovacích struh v rašeliništích. Dále využívá říční a potoční tišiny, vetší tůně, hlubší zatopené příkopy, jezírka a jezera v lomech,

v pískovnách apod. Nejvhodnějším je pro ni méně intenzivně využívaný rybník s litorální **vegetací**, kam masově migruje ze zimovišť při jarním tahu (březen) z okolí tří i více kilometrů. Typické provazce vajíček můžeme najít propletené mezi vegetací nebo větvemi spadlými do vody (Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra et al., 2015). Pulci snášejí v rybnících i silně organicky znečištěnou vodu. Metamorfované žabky pak hromadně migrují do terestrického biotopu, kde ropuchy tráví většinu života. V tomto období, spolu s jarním tahem, jsou velmi ohrožené postupující fragmentací biotopů silniční dopravou (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007). Dospělci ropuchy obecné mají z našich žab nejvíce vyvinutou vazbu na místo, kde sami metamorfovali (Moravec, 1994) a i přes sezónní změny ovlivňují endogenní faktory migrační chování tak, aby se vraceli právě sem (Sinsch, 1988). Navzdory plošnému rozšíření naší nejběžnější žáby (spolu se skokanem hnědým) se její populace zmenšují. Krom celkové kontaminace krajiny a intenzivního obhospodařování rybníků se na jejím úbytku podepisuje především vetší frekvence aut na silnicích (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Na rašeliništích je ropucha obecná schopná se ojediněle rozmnožit i v menších tůních. Preferuje však vetší vody s vegetací. Vhodnou jsou pro ni například vodní plochy v nivě Vltavského luhu na Šumavě.

### 2.2.5 Skokan ostronosý (*Rana arvalis,* Nilsson, 1842)

V ČR se vyskytuje ostrůvkovitě pouze v nižších a středních polohách. Jeho populace jsou zde málo početné. ČR se totiž nachází na okraji areálu jeho výskytu (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002). Nalezneme ho v přirozeně kyselejších terestrických biotopech, tedy na podmáčených rašelinných loukách i na vrchovištích [9]. Dále jej můžeme nalézt v řídkých smíšených a občas i v jehličnatých lesích kromě suchých smrkových monokultur. Rozmnožit se může také v kyselejších vodách. Například v jedné studii přežilo a vylíhlo se dokonce 40% larev při pH 4,0 (Shu et al., 2015). Andrén a kolegové (1988) mají téměř stejné výsledky u jejich populace a uvádějí, že přežilo 38% embryí při pH 4,0. Leuven a kolegové (1986) uvádějí, že 50% jedinců přežije v pH 4,0 a pod pH 3,5 už žádný jedinec. Jak již bylo v úvodu zmíněno, tolerance k nízkým hodnotám pH se během vývoje jedince zvyšuje. Při pH 4,0 už zemřelo pouze 10% larev (Andrén et al., 1988). Tolerance k aciditě se mezi populacemi liší a skandinávské populace všech žab jsou tolerantnější (Pierce & Harvey, 1987). Zřejmě proto jsme pulce tohoto skokana uvnitř rašeliniště nalezli pouze v hluboké odvodňovací strouze při okraji vrchoviště (Červené blato), kde je pravděpodobně pH nižší. K rozmnožování výrazně upřednostňuje osluněné trvalé velké nádrže, tedy velké

tůně na loukách a rybníky s dostatečně velkými litorálními porosty, spíše než malé tůně v odvodňovacích strouhách (Maštěra, 2015). Nové tůně obsazuje až ve 2. či 3. roce, kdy zarostou břehy vegetací. Tůně potřebuje s rozsáhlou zarůstající mělčinou (Maštěra, 2015). Protože se rozmnožuje velmi brzo na jaře jako skokan hnědý, ohrožuje ho jarní vypouštění rybníků a nevyskytuje se v krajině, kde nemá jiné příležitosti k rozmnožení. Také ho ohrožuje vysoká rybí obsádka likvidující litorální vegetaci a ohrožující jedince predací. Také jim nevyhovují břehové porosty zastiňující mělčiny rybníka. Většinou zimuje v zemních úkrytech. Na to je třeba myslet při budování nových tůní a tyto práce vykonávat na podzim, maximálně do poloviny října (Maštěra, 2012 – osobní sdělení; Zavadil et al. 2011).

### 2.2.6 Skokan hnědý *(Rana temporari,* Linnaeus, 1758)

Skokan hnědý rozšířený v celém území ČR, od nížin po horské oblasti. Vyhledává stinná vlhká lesní stanoviště, ale nalezneme ho i v otevřených biotopech, jako jsou luční rašeliniště. Podstatná je pro něj dostatečná vlhkost terestrického prostředí a blízkost vodních nádrží, které využívá k hydrataci v sušších obdobích. Suší louky či velké polní lány bez plodin, které jsou na jaře zorány, pro něj mohou být bariérou v migraci, i když se k rozmnožovacím nádržím přesunuje převážně v noci. Také během roku je krom období rozmnožování aktivnější hlavně v noci. Tehdy je vyšší přízemní vlhkost. Na místa rozmnožování migruje podle nadmořské výšky v únoru až dubnu a páří se i při nízkých teplotách vody (Baruš & Oliva, 1992; Moravec, Mikátová & Vlašín, 2002). Na podobu vodních ploch k rozmnožení je nenáročný. Byl zaznamenán v malých kalužích na cestách, v menších lesních tůních, v tůních na loukách i v mírně průtočných potočních a říčních tišinách, ve slepých ramenech řek i v méně kyselých rašeliništních vodách. Preferuje však tůně a menší rybníky s litorálními porosty a s minimálním množstvím ryb (Maštera et al., 2015). Tolerance jeho vajíček k aciditě je nižší než u skokana ostronosého. Ve studii Andréna a jeho kolegů (1988) byla mortalita embryí 79% při pH 4,0 a larev 43% při stejném pH. Dokážou se rozmnožit i v horských oblastech, například na šumavských rašeliništích, protože ve snůškách kladených pohromadě je nižší fluktuace teploty než v okolní vodě a pokud mrzne, je poškozena pouze část vajíček [6]. K zimování nejčastěji využívá stojaté i tekoucí vody (Mikátová & Vlašín, 2002). Ačkoliv jde stále o plošně rozšířený druh i jeho početnost se snižuje díky vysoušení krajiny. Protože preferuje větší tůně a rybníky, velmi negativně ho ovlivňuje rybí obsádka. Ohrožen je také silničním provozem při migracích do reprodukčních biotopů a zpět do terestrického biotopu. K jeho ochraně by přispělo

budování tůní bez rybí obsádky, ochrana při migraci a obnova vlhkých luk (Mikátová & Vlašín, 2002).

### 2.2.7 Skokan štíhlý *(Rana dalmatina*, Bonaparte*, 1839)*

Skokan štíhlý se vyskytuje v jižních zemích jako je Španělsko nebo Francie, výjimkou je několik ostrůvkovitých populací na severu Evropy, například ve Švédsku (Zavadil et al, 2011). Území ČR leží v severním okraji jeho areálu výskytu (Moravec, 1994). To vysvětluje, že většina lokalit výskytu v ČR tohoto teplomilného druhu leží v nadmořské výšce do 400 m n. m. (Mikátová & Vlašín, 2002). V areálu jeho výskytu rovněž nejsou tolik časté rašelinné biotopy, jako u skokana hnědého a skokana ostronosého. Zřejmě proto také vykazuje nižší toleranci k nízkému pH. Při pH 4,0 zemřela všechna embrya tohoto druhu a to u švédské populace (Andrén et al., 1988). Také obývá spíše louky a prosvětlené sušší listnaté lesy s vrstvou hrabanky, kde kromě vody zimuje (Baruš & Oliva, 1992; Zavadil et al, 2011). Není vázán na stanoviště s vysokou mírou hladiny spodní vody, jako jsou vlhké louky a rašeliniště. Na rozdíl od skokana ostronosého a skokana hnědého není tak náchylný na vysušení krajiny (Zavadil et al., 2011). Rozmnožuje se jako jeden z prvních obojživelníků a také proto se u nás vyskytuje v nižších polohách, kde už jsou brzy na jaře rozmrzlé vodní plochy (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002). K rozmnožení je pro něj ideální menší rybník nebo tůň s litorální vegetací. Nevadí mu případné zastínění tůně (Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra, 2015).

### 2.2.8 Skokan zelený (*Pelophylax esculentus*, Linnaeus*, 1758)*

Skokan zelený je u nás rozšířen víceméně roztroušeně téměř po celém území, ale v horských oblastech se nevyskytuje. I my ho nalezli pouze na Třeboňsku. Jedná se o mezidruhového kříženec skokana krátkonohého a skřehotavého a často se vyskytuje ve stejném prostředí s jedním z rodičovských druhů (Zavadil et al., 2011). Většinu roku se zdržuje u vodních těles. Přes suchozemská prostředí migruje při obsazování nových biotopů. Na rašeliništích ho najdeme nejčastěji poblíž zatopených odvodňovacích struh. Většinou zimuje ve vodě, ale výjimečně může zimovat i na souši (Zavadil et al. 2011). Páří se až v květnu a červnu ve větších osluněných tůních s litorálními porosty nebo slepých říčních ramenech. Nejvhodnějším je pro něj rybník s litorálními porosty, v jejichž mělčích částech klade snůšky (Maštěra, 2015).

### 2.2.9 Mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*, Linnaeus, 1758)

Biotopem mloka skvrnitého jsou listnaté a smíšené lesy středních poloh (200 – 600 m n. m.), ale může se vyskytovat od nížin až po horské oblasti, v bezlesé krajině však chybí. Většina lokalit v ČR se soustřeďuje v zahloubených údolích velkých řek s přítomností krátkých bočních přítoků a čistých lesních potůčků, kde členitý reliéf se zarostlými a suťovými svahy poskytuje dostatek úkrytů, které opouští pouze v noci či ve dne za vlhka (Bellis, 1962; Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002). Většinu života tráví na souši, kde dochází i k páření (duben, květen či říjen). V dubnu až červnu klade samice larvy do čistých potůčků, pramenů, studánek a do málo úživných jezírek a tůněk s chladnou a dobře prokysličenou vodou (Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra et al., 2015). Larvy metamorfují v červenci až září (Mikátová & Vlašín, 2002) a často přezimují do dalšího roku (Zavadil et al., 2011).

Mloka skvrnitého ohrožuje přeměna přirozených lesních porostů na monokultury jehličnanů, velkoplošná těžba s použitím těžké mechanizace, používání biocidů a umělých hnojiv v lesnictví a zemědělství, nešetrně prováděné revitalizační zásahy v korytech potoků, vysušení krajiny, zazdívání vchodů do jeskyň a štol, které využívají k zimování a doprava Druh proto podpoříme čištěním potoků a lesních studánek, tvorbou nových tůní a tišin na prudce tekoucích potocích, evidencí míst výskytu a ochranou zimovišť a ochranou při migraci přes silniční komunikace (Mikátová & Vlašín, 2002).

Mlok skvrnitý se v ČR vyskytuje ostrůvkovitě po celém území a soustřeďuje se v členitém reliéfu v okolí velkých řek, ale až na ojedinělé výskyty se nevyskytuje v západní části Českomoravské vysočiny a v jižních Čechách (Moravec, 1994). Ze Šumavy pochází jen několik nálezů nejčastěji ojedinělých exemplářů (Dvořák et al., 2005). Z Třeboňské pánve žádné nálezy publikovány nebyly (Moravec, 1994; Kopecký et al., 2014). Nejvíce mu vyhovují pramenišťní rašeliniště, kde jsou menší slabě protékající tůně.

### 2.2.10 Kuňka obecná (*Bombina bombina*, Linnaeus, 1761)

Kuňka obecná je nejvíce ohrožená v západní a severozápadní části areálů, kam spadá území ČR. Dříve zde patřila k běžně rozšířeným druhům v nížinách a pahorkatinách (do 400 m n. m.), v legislativě je vedena jako ohrožená, ale početnost jejich populací je v současnosti horší. Na jejím úbytku se podílí scelování zemědělské půdy, zavážení malých vodních nádrží, a také časté kosení luk v okolí rybníků a kácení blízkých lesů. Třebaže dospělci snáší i poměrně znečištěné vody našich rybníků, toxické látky z odpadů a biocidy je velmi ohrožují. (Baruš & Oliva, 1992; Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002). Největší

potenciál k rozmnožení má v mělkém bohatě zarostlém litorálním pásmu rybníka s minimem ryb, na který navazují louky a lesy. Protože jí nejvíce vyhovují zarostlé mělčiny do 20 cm, ohrožuje jí prohlubování chovných rybníků a odstraňování pobřežní vegetace, za cílem zvýšit výnos z rybníka. Také potřebuje dostatečně osluněnou vodní plochu, proto ji nalezneme v nelesních rybníčcích a tůních na loukách, pokud nějaké v naší intenzivně obhospodařované krajině nalezneme. Přestože preferuje trvalé vodní plochy, můžeme ji v jarním období s častými srážkami nalézt i v kalužích poblíž větších nádrží, ale rozmnoží se zde velmi vzácně (Moravec, 1994; Maštěra et al., 2015). K rozmnožování dochází v dubnu a v létě se může ještě opakovat (Baruš & Oliva, 1992). Kuňka je proto méně ohrožena jarním vypouštěním rybníků, než dříve se množící druhy. Pokud se však jarní vypouštění opakuje každý rok, i ona opouští tuto lokalitu (Vojar, 2007). Bohužel většina našich rybníků se vypouští každoročně a velká část z nich právě v jarním či dokonce letním období, kdy už jsou zde nakladené snůšky a vyvíjejí se pulci (Fischer, 2016).

Nejdůležitější je ochrana a vhodná údržba všech složek prostředí kuňky obecné, tj. mělkých nádrží se zarostlými břehy i navazujících luk a lesů. Je třeba prořezávat houštiny stínící vodní plochu, dále omezit hnojení a užívání biocidů a zabránit tak znečištění drobných nádrží. Aby se zpomalil proces přirozeného zazemňování tůní, stačí je mírně prohloubit a odstraňovat spadané listí. Mimo zimní období tráví kuňky většinu času ve vodě a její těsné blízkosti, přesto jsou na souši schopné se přemisťovat i na velké vzdálenosti a spontánně tak osidlovat nové biotopy, které pro ně vytvoříme (Baruš & Oliva, 1992; Mikátová & Vlašín, 2002). V rašeliništích se může vyskytovat spíše ojediněle. Častěji ji nalezneme v blízkých větších tůních či rybnících.

### 2.2.11 Rosnička obecná (*Hyla arborea*, Linnaeus, 1758)

Rosnička obecná je rozšířena na celém území ČR mimo vyšší polohy, nejčastěji se vyskytuje do 550 m n. m. a jen výjimečně se množí ve vyšších polohách, nejvyšší nález pochází ze 750 m n. m. z Černé v Pošumaví. V rybniční oblasti Českobudějovicka, Třeboňska a v lužních biotopech v Podyjí jsou zachovány jedny z nejpočetnějších a nejstabilnějším populací rosničky obecné v ČR (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002).

Rosnička je heliofilním druhem, který vyžaduje dostatečně osluněné, ale vlhké prostředí s rostlinami a roztroušenými dřevinami, na kterých tráví většinu dne sluněním. Nalezneme ji tak na vlhkých loukách s roztroušenými porosty v blízkosti malých periodických nádržích, menších tůních, mělkých pobřežních partiích větších nádrží a slepých ramen řek, kde se rozmnožuje. Ve vodě se objevuje v dubnu až květnu a může se rozmnožovat ve více vlnách

až do konce léta. Na nově vzniklých vodních nádržích se objevují jako jeden z prvních našich druhů žab (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra, 2015). Přestože Maštěra (2015) popisuje jako nejvhodnější biotop k rozmnožování menší rybník s bohatě vyvinutými litorálními porosty. Moravec (1994) na základě svých pozorování z jižních Čech uvádí, že nově vybudovaným tůním bez vegetace dává přednost před staršími již hodně zarostlými pobřežní i vodní vegetací, kvůli nedostačenému oslunění. Samice zde v místech s hloubkou vody 10 – 30 cm přichycuje vajíčka na nerovnosti povrchu v tůni. Vajíčka a pulci rosničky jsou velmi citlivé na organické znečištění vody, ale některé populace snášejí tvrdou alkalickou vodu (Mikátová & Vlašín, 2002).

Krom příčin uvedených v úvodu ji z lokálně působících faktorů ohrožuje odstraňování vhodné vegetace ke slunění z okolí rybníků a naopak také přílišné zarůstání zastiňujícími dřevinami. K jejich ochraně je třeba mít v krajině oligotrofní rybníčky, tůní a mokřady, protože pulci nemají šanci se vyvíjet v rybnících, kde se hromadí organické látky z polí a navíc ještě z cíleného aplikování organického hnojení (Mikátová & Vlašín, 2002; Fischer, 2015 – osobní sdělení). Rašeliniště využívají jako terestrický biotop. Nalezneme je ale pouze na slatinných loukách či jiných otevřenějších rašeliništích s dostatkem světla. Protože k rozmnožování využívají rybníky, můžeme jí najít například ve zrašelinělé části rybníka Rod na Třeboňsku.

## 2.3 Výsledky předběžného průzkumu a návrhy na úpravy lokalit

V rámci Šumavy se naše lokality nacházejí ve faunistických čtvercích 6845, 6947, 7149. Na základě publikace Moravce (1994) a ze studie Dvořáka a jeho kolektivu (2005) by se v těchto čtvercích měly nacházet všechny druhy uvedené v tabulce č.2. Tato tabulka prezentuje, které druhy jsme při našem předběžném průzkumu nalezli, a které ne.

*Tabulka č.2: Přehled hledaných druhů při předběžném průzkumu*

| ano = nalezeno<br>ne = nenalezeno | Skokan hnědý<br>Rana temporaria | Čolek horský<br>Triturus alpestris | Ropucha obecná<br>Bufo bufo | Čolek obecný<br>Triturus vulgaris | Mlok skvrnitý<br>S. salamandra |
|---|---|---|---|---|---|
| Rašeliniště na Křemelné | ano | ano | ne | ne | ne |
| Tetřevská a Filipohuťská slať | ano | ano | ne | ne | ne |
| Vltavský luh | ano | ano | ano | ano | ne |

Skokan hnědý a čolek horský byli nalezeni ve všech našich lokalitách a z těchto oblastí pochází i mnoho nálezů z dřívějších dob. Jde o velmi běžné druhy na Šumavě a obsazují všechny faunistické čtverce (Moravec, 1994; Dvořák, 1965). Oba druhy tolerují zastíněné tůně s chladnější vodou (Vojar, 2007). Ropuchu a čolka obecného jsme našli pouze v lokalitě

Vltavský luh. Dále zde bylo dříve nalezeno několik nálezů mloka skvrnitého (Dvořák et al., 2005). Například v roce 1989 byl nalezen jeden exemplář v okolí Nového Brunstu na území PR Prameniště, tedy nejblíže naší první lokalitě. (Dvořák et al., 2005). Vzhledem k tomu, že mlok skvrnitý má silnou tendenci zdržovat se na málem území svého domovského okrsku, klást larvy ve stejných místech vodních biotopů a zimovat ve stalých úkrytech (Degani & Warburg, 1978; Schulte et al., 2007), nepředpokládám, že by do výše položených oblastí na Šumavě, kde se nacházejí naše průzkumné lokality, migrovalo více jedinců z vhodnějších oblastí (středních poloh s alespoň smíšenými lesy). Mlokem skvrnitým se tedy dále nebudu zabývat.

### 2.3.1 Rašeliniště na Křemelné

Vitální populace skokana hnědého byla v naší první lokalitě rašeliniště Křemelné. Zde se jedinci rozmnožili v kalužích vznikajících v pramenné oblasti v rašelinných a podmáčených smrčinách, i když tento druh k rozmnožování preferuje větší tůně. Maštěra (2015) rovněž uvádí, že se nevyhýbá právě ani menším kalužím či říčním a potočním tišinám. Na chladnější vody této stinné oblasti jsou přizpůsobeni. Jejich strategií je umístit více snůšek pohromadě (Kuzmin, 2017). Bylo zde nalezeno pospolu hned několik konglomerátů, ale jedinci využívají lokalitu i jako terestrický biotop. Současně v přítomnosti pulců zde byli nalezeni starší, ale ještě se nemnožící juvenilové.

Čolek horský je na Šumavě uváděn jako hojný druh bez přímého ohrožení. Ohrožují ho pouze zazemňující se tůně [6]. Na lokalitě byl v našem předběžném průzkumu nalezen také. Vyskytuje se především v chladnějších oblastech. Jeho výskyt je u nás limitován vyššími teplotami (Moravec, 1994). Druh preferuje menší tůně, například v prameništích, a jako terestrické prostředí vyhledává lesní biotopy. Naše lokalita je pro něj tedy ideální. Nalezeno zde bylo několik dospělců a přezimující larvy.

Ropuchu obecnou, která k rozmnožení preferuje hlubší, větší a trvalé tůně, jsme zde nenalezli. Tento druh u nás není limitován nadmořskou výškou (Moravec, 1994). Jeden exemplář byl nalezen v roce 1977 v tůni uvnitř rašeliniště v blízkých Novohůreckých slatích, kudy protéká Slatinný potok. Další jedinec byl nalezen v rašeliništi na západním svahu Pancíře v roce 1988 (Dvořák, 2005). Poslední záznam z naší podlokality Rašeliniště Křemelné pochází z roku 2013 [7] (Moravec (1994) uvádí, že v horských oblastech je výskyt ropuchy limitován nedostatkem větších nádrží.

V okolí naší lokality se žádné větší nádrže nenacházejí. Vhodné by proto bylo vybudovat větší tůň, protože je pro ni prostředí naší lokality jinak vhodným terestrickým

biotopem. Tůň by bylo vhodné vybudovat na louce v místě zaniklé obce Nový Brusnt, která je také součástí PR Prameniště. Nachází se na západě od naší lokality a migrace mezi těmito místy by nebyla přerušena žádnou dopravní komunikací.

Dále by tůň mohl využívat i čolek obecný preferující mělké a mírně zarostlé tůně (Maštěra, 2015). Přestože se tento druh nevyskytuje ve vyšších polohách Šumavy tak často jako čolek horský, je zde plošně rozšířen (Dvořák et al., 2015). V našem předběžném průzkumu zde zaznamenán nebyl.

Mezi velkou tůní a prameništěm budou vytvořeny ještě tři další menší tůně, které budou možným reprodukčním stanovištěm pro místní populaci čolka horského. Především budou ještě spolu s 5 malými kalužemi sloužit jako „stepping stones".

### 2.3.2 Tetřevská a Filipohuťská slať

Snůšky skokana hnědého jsme nalezli v kalužích v blízkosti Filipohuťského potoka v lučním rašeliništi. Později zde byli nalezeni i pulci, ale v další kontrole už byly kaluže vyschlé. Vhodné by bylo v okolí potoka na louce a blízkosti lesa vybudovat větší tůň, která by nevyschla, a které tento druh preferuje (Maštěra, 2015).

Dále zde byli odchyceni 2 adulti čolka horského, pro kterého je prameništní oblast ve Filipohuťské slati vhodným terestrickým prostředím. V podmáčené smrčině bylo jen několik malých zazemňujících se tůní, které zarůstal rašeliník *(Sphagum spp.)*. K podpoře jeho rozmnožování by bylo vhodné vytvořit na lučním rašeliništi několik menších tůní u strouhy Filipohuťského potoka. Některé tůně by mohl zvýšený průtok v potoce zaplavovat. Tento druh se totiž rozmnoží i v průtočných tůních či průtočných strouhách u cest. Tyto tůně by zároveň byly méně ohrožené vyschnutím, než v případě budování malých tůní v louce.

Ropucha obecná zde nebyla v našem průzkumu zaznamenána. Ale v naší lokalitě byl v roce 1991 zaznamenán výskyt desítek pulců v již zaniklé velké tůni na louce, která je pro ni ideálním rozmnožovacím biotopem. Ze satelitních snímků je viditelné, jak postupně zarostla vegetací a zazemnila se. Krom toho, že byla na osluněné louce, kde je vyšší tvorba organické hmoty vegetací, byla zanášena materiálem z Filipohuťského potoka. Z potoka do ní totiž vedla odbočka. Proto by bylo vhodné tůň obnovit, ale nenapojovat na tok. Sloužila by současně ropuše i skokanovi hnědému. Dále by ji mohl využít i čolek obecný, ale ten není v těchto nadmořských výškách tak častý (Dvořák et al., 2005). Mezi velkou tůní a lesem by bylo vhodné vybudovat i několik menších kaluží, kde by se v sušších obdobích udržela alespoň nějaká vlhkost k hydrataci metamorfovaných jedinců i dospělců přesunujících se do terestrických biotopů. Zároveň by kaluže mohl využít i čolek horský.

### 2.3.3 Vltavský luh

Snůšky a pulce skokana hnědého jsme nalezli v menších tůních a kalužích v kolejích. Celé prostředí Vltavského luhu je pro něj vhodným biotopem.

Ve slepém zazemňujícím se rameni, kam přitéká Želnavský potok, jsme nalezli larvy čolka horského i čolka obecného. Pro čolka obecného je mírně zarůstající tůň ideální (Maštěra, 2015) a těchto tůní je ve Vltavském luhu vytvořeno mnoho. Čolek obecný se na Šumavě běžně vyskytuje do 900 m n. m., ale obecně preferuje teplejší nižší polohy (Moravec, 1994). Ve Vltavském luhu jsme ho nalezli v 745 m n. m. a celá lužní oblast je teplejší než horské pláně Šumavy, kde se nacházejí naše první dvě lokality.

Čolek horský se rozmnožuje i v kalužích bez vegetace a průtočných tůních. Vzhledem k tomu, že byl Želnavský potok narovnán, bylo by vhodné jeho tok opět rozvolnit a vybudovat několik menších tůní pro čolka horského (Maštěra, 2015).

V naší lokalitě se rozmnožila i ropucha obecná. Jak již bylo několikrát zmíněno, preferuje tento druh větší a hlubší tůně, jejichž nedostatek je právě v horských oblastech limituje (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra, 2015). Zde v celé lokalitě využije k rozmnožování slepá ramena řeky Vltavy a jiné tůně. Dále jsme pulce nalezli v klidnějších zálivech s hustou příbřežní vegetací.

### 2.3.4 Červené blato

Ve velké tůni v centrální části rašeliniště nebyli nalezeni žádní jedinci. Pravděpodobně má příliš nízké pH, zarůstá vegetací a postupně se zazemní, až zanikne.

Obojživelníci se rozmnožili pouze v malé tůni vzniklé v odvodňovací strouze při okraji rašeliniště. Pravděpodobně bylo při jejím hloubení dosaženo minerálního dna, což snižuje kyselost vody. Nalezli jsme zde desítky pulců skokana hnědého, který není na typ rozmnožovacího biotopu nikterak náročný, i když preferuje spíše větší vodní plochy (Mikátová & Vlašín, 2002; Maštěra, 2015). Z adultů se u strouhy našel skokan hnědý. Dále zde bylo nalezeno 10 snůšek skokana štíhlého a později i pulci. Také jsme zde našli několik drobných pulců pravděpodobně skokana ostronosého, pro kterého je nejvhodnější rybník s bohatě vyvinutými litorálními porosty, ale rozmnoží se i v mělkých tůních v lesích (Maštěra, 2015). Dále zde byli adulti skokana zeleného, kteří zůstávají v blízkosti vod i po období rozmnožování a odvodňovací strouhy pro něj mohou být vhodným prostředím, namísto přerybněných rybníků. K rozmnožování preferují větší vodní plochy avšak bez rybí obsádky. Tůň se v odvodňovací strouze postupně zazemňuje. Bylo by proto vhodné ji

na několika místech rozšířit, případně zde vybudovat soustavu menších tůní, které by k rozmnožování využívali hlavně skokan hnědý, skokan štíhlý a čolek obecný.

V celé ploše rašeliniště byl jinak zaznamenán pouze sporadický výskyt dospělců skokana zeleného, a to v blízkosti malých kaluží vzniklých po vývratech stromů. Z tohoto důvodu byl průzkum rozšířen i na vodní nádrže na severozápadě od Červeného blata – Lesní rybník a další menší bezejmenný rybník. Oba rybníky jsou využívané k chovu ryb, ale bezejmenný rybník nemá žádné mělčiny a ani litorální porosty, které by omezovaly predaci rybami. Žádné jedince jsme zde nezaznamenali. Oproti tomu Lesní rybník je pravděpodobně jedním z hlavních reprodukčních stanovišť v lokalitě a Červené blato je pro ně vhodný terestrický biotop. V rybníce je vytvořené široké litorální pásmo, kde bylo nalezeno několik larev čolka obecného a stovky larev skokana štíhlého. Rozmnožil se zde i skokan zelený a bylo zde nalezeno několik desítek adultů. V nádrži by bylo vhodné snížit rybí obsádku, a tím by se biotop pro obojživelníky velmi zatraktivnil (Fischer, 2016). Lesní rybník by pak mohl využívat i čolek velký, pro kterého jsou tůně na rašeliništi příliš malé. Dále se v okolí vyskytuje několik rybníků, například ještě lesní rybník Xerr, který ale od Červeného blata odděluje silnice druhé třídy a je zde riziko úhynu jedinců na silnici.

V území NPR Červené blato ani v Lesním rybníku jsme nezaznamenali žádné jedince ropuchy obecné, i přesto že preferuje větší nádrže, kterých je u hranic NPR Červené blato dostatek. Stačilo by pouze snížit rybí obsádku a vhodně manipulovat s vodní hladinou v průběhu roku.

Výskyt kuňky obecné a rosničky obecné, které byly v příslušeném kvadrantu dříve nalezeny, nelze v naší lokalitě očekávat. Rosnička vyhledává spíše než lesnaté prostředí otevřené osluněné louky a její populace jsou v rybniční krajině Třeboňska jinak početné (Mikátová & Vlašín, 2002). Kuňka obecná preferuje nelesní velké rybníky s dostatečně osluněnou vodní plochou. Vyžaduje také rozsáhlé mělčiny do 20 cm.

V tabulce č.3 jsou uvedené druhy, které se vyskytovaly v alespoň jednom z období v příslušném kvadrantu (7154b Červené blato) (Kopecký et al., 2014) a ve sloupečku „naše“ je zaznamenáno, zda jsme druh na lokalitě našli.

*Tabulka č.3: Přehled druhů v oblasti Červené blato*

| | 1960 – 1994 | 1995 – 2007 | 2008 – 2010 | naše |
|---|---|---|---|---|
| kuňka obecná | ano | ne | ne | ne |
| ropucha obecná | ano | ne | ne | ne |
| rosnička zelená | ano | ne | ne | ne |
| skokan ostronosý | ano | ne | ne | ano? |
| skokan štíhlý | ano | ne | ne | ano |
| skokan hnědý | ano | ne | ne | ano |
| skokan zelený | ano | ne | ano | ano |
| čolek velký | ano | ano | ne | ne |
| čolek obecný | ano | ne | ne | ano |

### 2.3.5 Žofinka

Tato lokalita je především vhodným vlhkým terestrickým prostředím pro obojživelníky. V předběžném průzkumu jsme našli pouze několik dospělců skokana zeleného v okolí nezrašelinělé odvodňovací stoky Tušť v NPR Žofinka, která může sloužit jako jeho migrační koridor (Mazerolle, 2004). Dále rašeliniště využíval jako terestrický biotop skokan štíhlý. To, že se zde vyskytl až po období reprodukce, podporuje hypotézu Mazerolleho a Cormiera (2003), že obojživelníci využívají rašeliniště hlavně jako letní stanoviště. Žádní obojživelníci se zde ale nerozmnožovali kvůli nevhodnému kolísání hladiny vody ve stoce, a to ani v drobných hloubených tůních, ani centrální odvodňovací strouze. Obě místa prorůstala rašeliníky a bylo zde pravděpodobně příliš nízké pH. Náš průzkum jsme proto rozšířili i na blízké vodní plochy.

V tůni severně od rašeliniště se rozmnožily nižší stovky jedinců skokana štíhlého (Rana dalmatina). Tato tůň s litorálními porosty bez ryb je pro skokana štíhlého ideální (Maštěra, 2015), což potvrzuje nález hned 70 snůšek. Nachází se ale v menším lesíku, který je obklopen loukami, a silně se zazemňuje. Proto by bylo vhodné ji prohrábnout a rozšířit. Přestože skokanovy zastíněné tůně nevadí (Mikátová & Vlašín, 2002), bylo by vhodné část dřevin na břehu odstranit a omezit tak organický spad. V tůni se také vyskytovalo několik adultů skokana zeleného (*Pelophylax esculentus*).

Nedaleko od této tůně byl průzkum proveden v další menší tůni, kde se rovněž vyskytovali adulti skokana zeleného a pulci skokana štíhlého. Díky použití živochytných pastí jsme ještě zjistili výskyt několika dospělců čolka obecného, čolka horského a jednoho adulta čolka velkého. Tůň se ale zazemňuje a je zastíněna dřevinami v okolí. Proto by bylo vhodné jí zvětšit a pokácet některé okolní dřeviny, aby nezanikla. Zvětšením by se tůň zatraktivnila pro čolky velké, kteří preferují spíše větší tůně (Maštěra, 2015).

Na základě nočního poslechu jsme mezi výše zmíněnými lokalitami objevili ještě jednu menší nádrž na louce, ve které jsme zaznamenali nižší desítky adultů rosničky obecné a také nižší desítky kuňky obecné, která se jinde v této lokalitě nevyskytovala. Oba druhy preferují plně osluněné nádrže, proto je pro ně tůň v louce ideální. I když rosničkám vyhovuje mít na břehu roztroušené dřeviny nebo alespoň jinou vyšší vegetaci, na které se náš jediný arborikolní druh sluní (Mikátová & Vlašín). Pokud nádržka zůstane bez ryb a nebude vypouštěna v nevhodnou dobu, představuje významný reprodukční biotop nejen pro kuňku a rosničku.

Jedinou z větších osluněných nádrží při hranicích NPR Žofinka je rybník Nový v oboře. V sezóně 2015 byl napouštěn, tudíž byl bez ryb a byla zde velká mělká plocha s rozsáhlými litorálními porosty. Tyto podmínky jsou naprosto ideální pro ropuchu obecnou a rosničku zelenou (Maštěra, 2015). V průzkumu byli zjištěni masově pulci a nižší stovky adultů obou druhů. U ropuchy lze předpokládat, že využívá blízké rašeliniště jako terestrický biotop, ale rosnička se bude zdržovat v osluněném okolí rybníka (Mikátová & Vlašín). Dále zde byl nalezen pouze jeden pulec skokana štíhlého. Rybník je obklopen vlhkými jehličnatými lesy a skokan štíhlý se v nich objevuje řídce (Zavadil et al., 2011). Proto zdejší populace preferuje k rozmnožování tůně umístěné na louce na severu od NPR Žofinka. Skokani štíhlí, stejně jako skokani hnědí a ostronosí, se také rozmnožují jako jedni z prvních obojživelníků u nás a jarní vypouštění tohoto rybníka jim znemožňuje se zde rozmnožit a proto hledají jiné plochy v okolí. V rybníce byla stabilní a vitální populace skokana zeleného a odtud se pravděpodobně šíří do NPR Žofinka, kde byl nalezen v odvodňovacích kanálech s vodou.

Při jižním okraji NPR se nachází také menší lesní rybník. Zde nebyl proveden plný průzkum, ale pouze prolovování podběrákem zaměřené na průzkum ocasatých obojživelníků. Nalezli jsme zde 2 larvy čolka obecného. Kromě toho se zde vyskytovalo několik pulců skokana hnědého a skokana štíhlého a několik adultů a subadultů skokana zeleného. Velká část hladiny rybníka je zastíněná rdesem vzplývavým *(Potamogeton natans)*, který dokáže na nádrži vytvářet souvislý porost [8]. To obojživelníkům nevyhovuje.

Na sever od NPR Žofinka, kde jsou i tři menší tůně, by bylo vhodné na západ od nich vybudovat na louce velkou tůň s mělkými břehy, která by sloužila mnoha druhům obojživelníků. Dále by zde bylo vhodné vybudovat několik menších tůní mezi velkou tůní a lesem, kudy vede stoka Tušť, která protíná celé rašeliniště a může sloužit jako migrační koridor. Tím by se podpořilo využívání rašeliniště obojživelníky a naopak obojživelníci využívající rašeliniště jako terestrické prostředí by měli snadno dosažitelné množství rozmnožovacích ploch.

V tabulce č.4 jsou uvedené druhy, které se vyskytovali v alespoň jednom z období v příslušném kvadrantu (7155c Žofinka) (Kopecký et al., 2014) a ve sloupečku „naše“ je zaznamenáno, zda jsme druh na lokalitě našli.

*Tabulka č.4: Přehled druhů, Žofinka*

| | 1960 – 1994 | 1995 – 2007 | 2008 – 2010 | naše |
|---|---|---|---|---|
| kuňka obecná | ne | ne | ne | ano |
| ropucha obecná | ano | ne | ano | ano |
| rosnička zelená | ne | ne | ano | ano |
| skokan ostronosý | ne | ne | ne | ano |
| skokan štíhlý | ano | ne | ano | ano |
| skokan hnědý | ano | ne | ano | ano |
| skokan zelený | ne | ne | ne | ano |
| čolek velký | ne | ne | ne | ano |
| čolek horský | ano | ne | ne | ano |
| čolek obecný | ano | ne | ne | ano |

# 3 Projekt

## 3.1 Cíle projektu

Cílem tohoto projektu je zvýšit početnost a diverzitu určitých obojživelníků ve studovaných lokalitách pomocí vybudování vhodných tůní dle jejich specifických nároků, které budou zároveň sloužit jako „stepping stones“, aby se zvýšila návaznost rozmnožovacích biotopů na přilehlá rašeliniště a obojživelníci mohli více využívat tento vhodný terestrický biotop. Cílem bude také objasnit, do jaké míry obojživelníci využívají rašeliniště jako terestrický biotop.

## 3.2 Hypotézy

- Nízká početnost a diverzita zjištěná ve studovaných lokalitách při předběžném průzkumu je způsobena nedostatkem rozmnožovacích příležitostí.
- Obojživelníci využívají rašeliniště především v terestrické fázi svého životního cyklu.

## 3.3 Návrh projektu

Na základě informací z rešerše, dat z našeho předběžného průzkumu lokalit a nálezových dat z minulosti navrhuje projekt vybudování vhodných tůní pro určité druhy obojživelníků, za účelem zvýšení jejich početnosti a diverzity v lokalitách. Tyto tůně budou sloužit k rozmnožování obojživelníků a zároveň jako „stepping stones“. Tím se zvýší

propojenost mezi biotopy, protože obojživelníci budou moci zejména v sušším období využívat tyto tůně k hydrataci při migraci do vhodného vlhkého terestrického prostředí, kterým může být rašeliniště.

K vyhodnocení toho, do jaké míry obojživelníci využívají rašeliniště jako terestrický biotop, se bude část jedinců určitých druhů označovat pomocí metody VIE (Visible implant elastomers – Viditelný implantovaný elastomer), tj. obojživelníkům se injekčně vpraví pod kůži fluorescenční gumový materiál. Výhodou této metody je, že neovlivňuje chování a pohyb označených jedinců. Označování bude probíhat fluorescenčními barvami při jarní migraci a při pobytu v reprodukčním biotopu. Jedinci budou barevně odlišeni dle lokality nálezu (rašeliniště vs. vodní biotopy v okolí). V terestrické fázi životního cyklu obojživelníků se bude zpětným odchytem zjišťovat jejich výskyt ve všech oblastech, kde byli značeni. Tím zjistíme, do jaké míry obojživelníci využívají rašeliniště jako terestrický biotop.

Monitoring početnosti a druhového složení společenstev a značení spojené se zpětným odchytem jedinců proběhne nejprve v prvním roce před budováním a úpravou tůní. V následujícím roce po úpravě lokalit se bude postup opakovat stejným způsobem. Tím zjistíme, zda provedená opatření zvýší početnost a druhové složení místních společenstev a zvýší využívání rašelinišť obojživelníky v terestrické fázi života.

### 3.3.1 Studované lokality

Studované lokality se shodují s lokalitami v předběžném průzkumu (Tabulka č.1). Lokality byly vybrány za účelem porovnání společenstev na rašeliništích Šumavy a Třeboňska, která jsou chráněná a patřící do mokřadů mezinárodního významu. Rašeliniště v lokalitách odlišuje různá nadmořská výška, která je pro některé druhy obojživelníků limitující. Dále se liší dostupností různých typů vodních nádrží pro rozmnožování.

### 3.3.2 Činnost v rámci projektu a časový plán projektu

Časový harmonogram je znázorněn v tabulce č.5, kde „x“ značí probíhající činnost.

*Tabulka č.5: Časový harmonogram projektu*

| | **Měsíc** | **I** | **II** | **III** | **IV** | **V** | **VI** | **VII** | **VIII** | **IX** | **X** | **XI** | **XII** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1. rok** | Příprava k tvorbě tůní | x | x | x | x | x | x | | | | | | |
| | 1. značení a monitoring | | x | x | x | x | x | x | x | | | | |
| | Tvorba tůní | | | | | | | | | x | x | | |
| | Zpracování dat | | | | | | | | | | | x | x |
| **2. rok** | 2. značení a monitoring | | x | x | x | x | x | x | x | | | | |
| | Zpracování dat | | | | | | | x | x | | | | |
| | Závěrečná zpráva | | | | | | | | x | x | x | | |
| | Prezentace výsledků | | | | | | | | | | x | | |

Projekt bude probíhat od ledna do října následujícího roku. Od konce února až do srpna prvního roku proběhne první kolo značení a monitoringu obojživelníků ve všech lokalitách. K označování bude použita metoda VIE. Označování jedinců různými barvami dle lokality (rašeliniště, vodní plochy) proběhne při jarním masovém tahu ze zimovišť a při rozmnožování. Obojí probíhá v různou dobu dle druhu a nadmořské výšce lokality, čemuž bude podléhat harmonogram návštěv. Označováni budou pouze ropucha obecná, skokan zelený a všichni „hnědí skokani“, jelikož se na rozdíl od čolků dají snadno spatřit i v terestrickém biotopu, kterým může být i rašeliniště. Monitoring, při kterém bude zjišťována početnost a diverzita druhů, bude probíhat stejným postupem jako v rámci předběžného průzkumu, tj. bude použita Metodika sledování stavu Evropsky významných lokalit autorů Fischera a Jeřábkové (2015). Následně budou procházeny rašeliniště a okolní vodní plochy a zaznamenáváni označení jedinci v terestrické fázi svého životního cyklu. Zpětným odchytem označených jedinců zjistíme, zda využívají rašeliniště jako terestrický biotop.

Současně s prvním průzkumem bude, v rámci přípravy k tvorbě tůní, probíhat zajištění nezbytných povolení a dokumentů pro budování a úpravu tůní – získání souhlasu vlastníků, stavební projekt, vyřízení výjimek pro zásah do biotopu zvláště chráněných druhů, vyřízení stavebního povolení a výběrové řízení na realizátora stavebních prací. V září a říjnu proběhne budování nových a úprava stávajících tůní vybranou firmou. Tento termín byl zvolen záměrně, jelikož se jedná o mezidobý po rozmnožování a před zimováním. Díky tomu obojživelníky neohrozíme a následující jaro budou moci dané tůně začít využívat jako reprodukční stanoviště.

Nově budované tůně budou rozdělené do kategorie velké tůně, menší tůně a menší kaluže. Velké tůně budou budovány s rozlohou cca 120 $m^2$, přičemž minimálně třetina mělčin bude mít sklon svahu 1:10. Ostatní břehy budou mít sklon svahu maximálně 1:5.

Maximální hloubka bude 1,5 m. Menší tůně budou budovány s rozlohou cca 10 $m^2$, přičemž sklon svahu bude nejvýše 1:5. Maximální hloubka bude 40 cm. Menší kaluže budou vytvořeny pouze stržením svrchního drnu a zahloubením na cca 20 cm.

Menší tůně a menší kaluže budou budovány primárně jako „stepping stones“, a tím budou sloužit ke zlepšení konektivity mezi vodními plochami a rašeliništi. Při budování tůní mimo rašeliniště bude použit pásový bagr s drapákovou lžící, čímž vznikne vyhovující členitý tvar tůní a dna. Pouze na lokalitě Červené blato bude vytvořena soustava tůní v rašeliništi ručně, vzhledem ke zranitelnosti biotopu.

Následující rok od konce února až do srpna bude probíhat druhé značení a monitoring obojživelníků stejným postupem jako v prvním roce. Tímto postupem ověříme, zda se provedením úprav v lokalitách zvýší početnost a diverzita zdejších společenstev a do jaké míry budou obojživelníci využívat rašeliniště jako terestrický biotop. Tyto výsledky budou zpracovány v závěrečné práci a budou prezentovány na konci října druhého roku.

Kategorie, plánované úpravy na lokalitách a druhy obojživelníků jsou uvedeny v tabulce č. 6, přičemž tůně, sloužící jako reprodukční stanoviště, jsou primárně cíleny na tučně zvýrazněné druhy.

*Tabulka č.6: Kategorie a množství tůní, druhy obojživelníků v tůních*

| **Lokalita** | **Plánované úpravy** | **Druhy obojživelníků** |
|---|---|---|
| Rašeliniště na Křemelné | 1 velká tůň | **ropucha obecná**, **čolek obecný**, skokan hnědý |
| | 3 menší mělké tůně | čolek horský |
| Tetřevská a Filipohuťská slať | 1 velká tůň | **ropucha obecná, skokan hnědý, čolek obecný** |
| | 3 menší tůně | **čolek horský** |
| Vltavský luh | 4 menší tůně | **čolek horský** |
| Červené blato | 6 menších tůní v okolí odvodňovací strouhy | **skokan hnědý, skokan štíhlý**, **čolek obecný,** skokan zelený |
| | snížení rybí obsádky Lesního rybníka | **skokan hnědý, skokan ostronosý**, **skokan štíhlý**, **ropucha obecná, čolek obecný, čolek velký**, skokan zelený |
| Žofinka | rozšíření 2 stávajících tůní | **skokan štíhlý**, **čolek obecný, čolek velký**, skokan zelený, rosnička obecná, kuňka obecná |
| | 1 velká tůň | **ropucha obecná**, **skokan ostronosý**, čolek velký, skokan štíhlý, skokan hnědý, rosnička obecná, kuňka obecná |
| | 3 menší kaluže | **čolek horský** |

### 3.3.3 Finanční náklady

V materiálu je zahrnuto pořízení 6 ks živochytných pastí, dva podběráky, dvoje brodící kalhoty a dvě sady na značení obojživelníků pomocí metody VIE (souprava 24 ml). Doplňkové (režijní) náklady činí 15% z celkových nákladů projektu. Ve službách jsou zahrnuty náklady 50 000 Kč na technickou přípravu podkladů pro stavební práce a náklady 470 000 Kč na tvorbu tůní firmou vybranou ve výběrovém řízení. V cestovních nákladech jsou finance na služební cesty dvou specialistů soukromými automobily z Českých Budějovic na jednotlivé lokality (6 návštěv každé lokality za rok). Ve mzdách jsou zahrnuty mzdy těchto 2 odborníků s 10 % úvazkem (hrubá mzda – 25 000 Kč) a jednoho pracovníka zajišťujícího potřebná povolení, chod projektu, průběžné zpracování dat, zpracování závěrečné práce a prezentace výsledků s 25 % úvazkem (hrubá mzda – 30 000 Kč). Celkové náklady projektu činí 1 008 000 Kč.

*Tabulka č.7: Přehled nákladů na projekt*

| **Věcné náklady** | **Požadováno (v Kč)** |
|---|---|
| Drobný dlouhodobý hmotný majetek (předměty, přístroje a zařízení do 40 tis. Kč) | 0 |
| Drobný dlouhodobý nehmotný majetek (např. software do 60 tis. Kč) | 0 |
| Materiál | 21 100 |
| Doplňkové (režijní) náklady | 131 500 |
| Služby | 520 000 |
| Cestovní náklady | 30 500 |
| **Mzdové náklady** | |
| Mzdy | 227 500 |
| Povinné zákonné odvody | 77 400 |
| **Ostatní osobní náklady – OON** | 0 |
| **Celkové náklady projektu** | **1 008 000** |

## 3.4 Očekávané výstupy projektu

S ohledem na cíle projektu a hypotézy je předpokládanými výstupy projektu zvýšení počtu množících se jedinců a druhů oproti předběžnému průzkumu, díky vybudování a úpravě tůní. Dalším výstupem bude i objasnění, do jaké míry využívají naši obojživelníci rašeliniště jako terestrický biotop.

# Závěr

Obojživelníci jsou jednou z nejohroženějších skupin obratlovců a jsou významnou složkou terestrických ekosystémů. Proto je nutné zlepšit jejich početnost a diverzitu jejich populací. V České republice je ohrožuje především nedostatek vhodných rozmnožovacích biotopů a fragmentace biotopů. Ve vysušené krajině pro ně mohou rašeliniště poskytovat vhodný terestrický biotop. Především tůně v jejich okolí mohou sloužit jako „stepping stones“ a přitáhnout obojživelníky z okolí k rašeliništím. Tůně bez rybí obsádky budou potřebným rozmnožovacím biotopem. Zatím nebylo provedeno mnoho vědeckých studií zabývajících se využíváním rašelinišť obojživelníky. Není stále dostatečně objasněné, do jaké míry využívají obojživelníci rašeliniště v terestrické fázi svého životního cyklu. Tento projekt proto přispěje k poznání této problematiky.

# Použitá literatura


ALBRECHT J. (2003). Chráněná území ČR VIII., Českobudějovicko. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny.

ANDRÉN C., HENRIKSON L., OLSSON M., NILSON G. & MARDEN M. (1988). Effects of pH and aluminium on embryonic and early larval stages of Swedish brown frogs *Rana arvalis, R. temporaria* and *R. dalmatina*: A Possible Case of Rapid Evolutionary Response to Acidification. *Ecography* 11(2), 127–135.

ANDRÉN C., MÅRDÉN M. & NILSON G. (1989). Tolerance to Low pH in a Population of Moor Frogs, Rana arvalis, from an Acid and a Neutral Environment: A Possible Case of Rapid Evolutionary Response to Acidification. *Oikos* 56(2), 215–223.

BARINAGA M. (1990). Where Have All the Froggies Gone? *Science* 247(4946), 1033–1034.

BARUŠ V. & OLIVA O. (1992). Obojživelníci: *Amphibia*. Fauna ČSFR. Academia. Praha, 340p.

BELLIS E. D. (1962). The Influence of Humidity on Wood Frog Activity. *American Midland Naturalist* 68(1), 139–148.

BLAUSTEIN A. R. & OLSON D. H. (1991). Declining amphibians. *Science* 247, 1033–1034.

BLAUSTEIN A. R., ROMANSIC J. M., KIESECKER J. M. & HATCH A. C. (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9(2), 123–140.

BLAUSTEIN A. R. &. WAKE D. B. (1995). The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American* 272(4), 52–57.

BONK M. & PABIJAN M. (2010). Changes in a regional batrachofauna in south–central Poland over a 25 year period. *North–Western Journal of Zoology* 2(6), 225–244.

BRADY S. P. & RICHARDSON J. L. (2017). Road ecology: shifting gears toward evolutionary perspectives. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(2), 91–98.

BRAGG O. & LINDSAY R. (2003). Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation in Central Europe. – Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Bufková I., Prach K., Bastl M. (2005). Relationships between vegetation and enviroment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park. Czech Republic). Silva Gabreta 2, 1–78.

BUFKOVÁ I., STÍBAL F. & MIKULÁŠKOVÁ E. (2010). Restoration of drained mires in the Šumava National Park, Czech Republic. In Restoration of lakes, streams, 1oodplains, and bogs in Europe: principles and case studies(ed. Eiseltová M.), pp. 331–354, Springer Verlag, Dordrecht, Heidelberg, London & New York.

BUFKOVÁ I. & RYDLO J. (2008). Water macrophytes and wetland vegetation in old cut meanders of the Upper Vltava River (Šumava National Park). Silva Gabreta 14, 93–133.

BURY R. B. (1999). A historical perspective and critique of the declining amphibian crisis. *Wildlife Society Bulletin* 27(4), 1064–1068.

CECIL S. G. & JUST J. J. (1979). Survival Rate, Population Density and Development of a Naturally Occurring Anuran Larvae (Rana catesbeiana). *Copeia* 1979(3), 447–453.

CUMMINS C. P. (1986). Effects of aluminium and low pH on growth and development in Rana temporaria tadpoles. *Oecologia* 69(2), 248–252.

CUMMINS C. P. (1988). Effect of Calcium on Survival Times of Rana temporaria L. Embryos at Low

pH. *Functional Ecology*. 2(3), 297–302.

DAIGLE, J. Y. & GAUTREAU–DAIGLE H. (2001). *Canadian peat harvesting and the environment*. 2. Ottawa,Ontario: North American Wetlands Conservation Council.

DALE J. M., FREEDMAN B. & KEREKES J. (1985). Acidity and associated water chemistry of amphibian habitats in Nova Scotia. *Canadian Journal of Zoology* 63(1), 97–105.

DEGANI G. & WARBURG M. R. (1978). Population Structure and Seasonal Activity of the Adult Salamandra salamandra (L.) (Amphibia, Urodela, Salamandridae) in Israel. *Journal of Herpetology* 12(4), 437–444.

deMAYNADIER P. G., Malcolm L. & HUNTER J. R. (1995). The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3(3–4), 230–261.

DICKMAN M. (1968) The Effect of Grazing by Tadpoles on the Structure of a Periphyton Community. Ecology. 49(6), 1188–1190.

DOHNAL Z. (1965). Československá rašeliniště a slatiniště. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.

DVOŘÁK L., BUFKA L. & PYKAL J. (2005). Dosavadní znalosti o rozšíření obojživelníků a plazů na území Šumavy a Pošumaví: Present knowledge of distribution of amphibians and reptiles of the Bohemian Forest and its foothills. *Silva Gabreta* 11 (2–3), 105–122.

FISCHER D. (2016). Přežijí obojživelníci současný způsob nakládání s rybníky? *Fórum ochrany přírody*. 2016(3), 24–29.

FISCHER D. & JEŘÁBKOVÁ L. (2015). Metodika sledování stavu Evropsky významných lokalit autorů.

FREDA J. & DUNSON W. A. (1985). The influence of external cation concentration on the hatching of amphibian embryos in water of low pH. Canadian Journal of Zoology 63(11), 2649–2656.

FREDA J. & TAYLOR D. H. (1992). Behavioral response of amphibian larvae to acidic water. Journal of Herpetology 26(4), 429–433.

GANONG W. F.(1891) On Raised Peat–Bogs in New Brunswick. *Botanical Gazette*. The University of Chicago Press 16(5), 123–126.

GARCÍA–MUÑOZ E., CEACERO F., CARRETERO M. A., PEDRAJAS–PULIDO L., PARRA G. & GUERRERO F. (2013). Optimizing protection efforts for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Acta Oecologica* 49, 45–52.

GARDNER T. (2001). Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation* 24(2), 25–44.

GERELL R. (1969). Activity Patterns of the Mink Mustela vison Schreber in Southern Sweden. *Oikos* 20(2), 451–460.

HASLAM S. M. (2003).*Understanding wetlands: fen, bog, and marsh*. Taylor & Francis, New York.

HITCHINGS S. P. & BEEBEE T. J. C. (1998). Loss of genetic diversity and fitness in Common Toad (Bufo bufo) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology* 11(3), 269–283.

HOLDEN, J., CHAPMAN P. J. & LABADZ J. C. (2004). Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28(1), 95–123.

HORN P. (2009). Ekologie rašelinišť na Šumavě. – Ms. [ Disert. práce, depon. Přírodovědecká fakulta JU, České Budějovice].

HORN P. & BASTL M. (2012). Restoraton of the mined peatbog Soumarský Most. In Ekologická obnova v České republice (eds. JONGEPIEROVÁ I., PEŠOUT P., JONGEPIER J. W. & PRACH K.). Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, pp. 83–85.

HOULAHAN J. E., FINDLAY C. S., SCHMIDT B. R., MEYER A. H. & KUZMIN S. L. (200). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404(6779), 752–755.

CHOVANEC A. (1992). The influence of tadpole swimming behaviour on predation by dragonfly nymphs. *Amphibia–Reptilia* 13(4), 341–349.

JEŘÁBKOVÁ L., KRÁSA A. & SVOBODA A. (2013). Obojživelníci v ohrožení. *Ochrana přírody* 68(4), 2–6.

JOLY P., MIAUD C., LEHMANN A. & GROLET O. (2001). Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conservation Biology* 15(1), 239–248.

JOOSTEN H. &CLARKE D. (2002). *Wise use of mires and peatlands: background and principles including a framework for decision–making*. Greifswald: International Mire Conservation Group.

JUST T., PITHART D. & BUFKOVÁ I. (2012). Mokřady a vodní toky. In Ekologická obnova v České republice (eds. JONGEPIEROVÁ I., PEŠOUT P., JONGEPIER J. W. & PRACH K.). Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, pp.67–73.

KARNS D. R. (1992). Effects of Acidic Bog Habitats on Amphibian Reproduction in a Northern Minnesota Peatland. *Journal of Herpetology* 26(4), 401.

KIESECKER J. M., BLAUSTEIN A. R. & BELDEN L. K. (2001). Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410(6829), 681–684.

KOLÁŘ V., ONDÁŠ T. & BOUKAL D. 2016). Proč mizí vodní brouci (a jiný vodní hmyz) z našich rybníků? *Fórum ochrany přírody* 2016(3), 30–32.

KONVALINKOVÁ P. (2010). Spontaneous vegetation succession in mined peatlands. – PhD. Thesis [in English], University of South Bohemia, Faculty of Science. České Budějovice, Czech Republic, 97 pp.

KOLOZSVARY M. B. & SWIHART R. K. (1999). Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. *Canadian Journal of Zoology* 77(8), 1288–1299.

KOPECKÝ O., NEUDERTOVÁ M. & NEUDERTOVÁ Z. (2014). Změny rozšíření a diverzity obojživelníků v CHKO Třeboňsko: Changes in distribution and diversity of Amphibians in Třeboňsko PLA. *Příroda* 2014(32), 197–211.

KOVÁŘ P. (2014). Ekosystémová a krajinná ekologie. Karolinum, Praha.

LANE S. M. (2003). More floods, less rain? Changing hydrology in a Yorkshire context. IN *Global warming: a Yorkshire perspective*. (ed. ATHERDEN, M. A.). York: Place Research Centre, College of Ripon.

LEUVEN R. S. E. W., HARTOG C. D., CHRISTIAANS M. M. C. & HEIJLIGERS W. H. C. (1986). Effects of water acidification on the distribution pattern and the reproductive success of amphibians. *Experientia* 42(5), 495–503.

LODE E. (1999). *Wetland restoration: a survey of options for restoring peatlands*. Uppsala: Faculty of Forestry, Swedish University of Agricultural Sciences.

MAŠTERA J., ZAVADIL V. & DVOŘÁK J. (2015). *Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky*. Atlas (Academia), Academia, Praha.

MAZEROLLE M. J. (2001). Amphibian Activity, Movement Patterns, and Body Size in Fragmented Peat Bogs. *Journal of Herpetology* 35(1), 13–20.

MAZEROLLE M. J. (2003). Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness *in bogs. Biological Conservation 113(2), 215–223.*

MAZEROLLE M. J. (2004). Drainage Ditches Facilitate Frog Movements in a Hostile Landscape. *Landscape Ecology* 20(5), 579–590.

MAZEROLLE M. J. (2005). Peatlands and green frogs: A relationship regulated by acidity? Écoscience 12(1), 60–67.

MAZEROLLE M. J. & DESROCHERS A. (2005). Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology* 83(3), 455–464.

MAZEROLLE M. J. & CORMIER M. (2003). Effects of peat mining intensity on green frog (Rana clamitans) occurrence in bog ponds. *Wetlands* 23(4), 709–716.

MIKÁTOVÁ B. & VLAŠÍN M. (2002). Ochrana obojživelníků. EkoCentrum, Brno.

MIKÁTOVÁ B. & VLAŠÍN M. (2004). Obojživelníci a doprava. ZO ČSOP Veronica, Brno.

MORAVEC J. (1994). Atlas rozšíření obojživelníků v České republice: Atlas of Czech amphibians. Národní muzeum, Praha.

PIERCE B. A. & HARVEY J. M. (1987). Geographic Variation in Acid Tolerance of Connecticut Wood Frogs. *Copeia* 1987(1), 94–103.

PIERCE B. A. (1985). Acid Tolerance in Amphibians. *BioScience* 35(4), 239–243.

PIERCE B. A., HOSKINS J. B. & EPSTEIN E. (1984). Acid Tolerance in Connecticut Wood Frogs *(Rana sylvatica). Journal of Herpetology* 18(2), 159–167.

PIERCE B. A. & WOOTEN D. K. (1992). Genetic Variation in Tolerance of Amphibians to Low pH. *Journal of Herpetology* 26(4), 422–429.

POUGH F. H. (1980). The Advantages of Ectothermy for Tetrapods. *The American Naturalist* 115(1), 92–112.

POULIN M. & PELLERIN S. (2001). La conservation des tourbie`res: le contexte international, canadien et que´be´cois. IN E´ cologie des Tourbie`res du Que´– bec–Labrador: une Perspective Nord–Ame´ricaine. (eds. PAYETTE S. &. ROCHEFORT L.), Presses del'Universite´ Laval, Que´bec, Que´bec, Canada, pp. 503–518.

PRACH K. (2009). Ekologie obnovy narušených míst. *Živa* (1), 22–24.

QUINTY F. & ROCHEFORT L. (2003). Peatland restoration guide. Canadian Sphagnum Peat Moss Association, St. Albert.

ROBERT E. C., ROCHEFORT L. & GARNEAU M. (1999). Natural revegetation of two block–cut mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 77(3), 447–459.

Rochefort L. & Lode E. (2006). Restoration of degraded boreal peatlands. IN Boreal peatland ecosystems ( eds. WIEDER K. & VITT D. H.), Springer–Verlag Berlin Heidelberg, pp. 381–422.

ROCHEFORT L., QUINTY F., CAMPEAU S., JOHNSON K. & MALTERER T. (2003). North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. Wetlands ecology and managenet 11: 3–20.

RUBEC C. D. A., LYNCH–STEWART P., WICKWARE G.M. & KESSEL–TAYLOR I. (1988). *Utilisation des terres humides au Canada*. Polyscience Publications, Montreál.

RYDIN H. & JEGLUM J. K. (2006). Biology of peatlands. Oxford University Press, Oxford.

SALAŠOVÁ A.. Krajina. In Ekologická obnova v České republice (eds. JONGEPIEROVÁ I., PEŠOUT P.,

JONGEPIER J. W. & PRACH K.). Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, pp.123–126.

SEMLITSCH R. D. (1998) Biological Delineation of Terrestrial Buffer Zones for Pond–Breeding Salamanders. *Conservation Biology*. 12(5), 1113–1119.

SHU L., SUTER M. J.–F., LAURIL A. & RÄSÄNEN K. (2015). Mechanistic basis of adaptive maternal effects: egg jelly water balance mediates embryonic adaptation to acidity in Rana arvalis. *Oecologia* 179(3), 617–628.

SCHUMANN M. & JOOSTEN H. (2006). *Global Peatland Restoration Manual*. Institute of Botany and Landscape Ecology: Greifswald University, Germany.

SINSCH U. (1988). Seasonal changes in the migratory behaviour of the toad Bufo bufo: direction and magnitude of movements. *Oecologia* 76(3), 390–398.

SINSCH U. (1990) Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology Ecology* 2(1), 65–79.

SCHROEDER E. E. (1976) Dispersal and Movement of Newly Transformed Green Frogs, Rana clamitans. *American Midland Naturalist* 95(2), 471–474.

SCHULTE, U., KÜSTERS D. & STEINFARTZ S. (2007). A PIT tag based analysis of annual movement patterns of adult fire salamanders *(Salamandra salamandra)* in a Middle European habitat. *Amphibia–Reptilia* 28(4), 531–536.

SOUKUPOVÁ L. (2003). The Czech Republic Czechia– The peatlands of the focal countries. In Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation in Central Europe, Central European Peatland Project (CEPP). (eds. BRAGG O.M., LINDSDAY R.,RISAGER M.,SILVIUS M., ZINGSTRA H. ). Wetlands International Publication 18, pp. 35–39.

SPITZER K. & BUFKOVÁ I. (2008). Šumavská rašeliniště. Správa Národního parku a Chráněné krajinné oblasti Šumava, Vimperk.

STOCKWELL S. S. & HUNTER M. L.(1989). Relative Abundance of Herpetofauna among Eight Types of Maine Peatland Vegetation. *Journal of Herpetology* 23(4), 409–414.

ŠINDLAR M. (1999): Dynamika a ochrana přirozených ekosystémů vodních toků. Manuskript. nepubl.. 203 s. (Knihovna Správy NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory, Kašperské Hory).

VAN GELDER J. J. (1973) A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of Bufo bufo L. *Oecologia* 13(1), 93–95.

VÁVRA J. (2004). Motýli fauna přírodní rezervace Prameniště, části Šmauzy v CHKO Šumava. *Silva Gabreta*. Vimperk 2004(10), 125–140.

VOJAR J. (2007). *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana: doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody*. Český svaz ochránců přírody, ZO Hasina Louny, Louny.

VOS c. & CHARDON P. (1998). Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog Rana arvalis. *Journal of Applied Ecology* 35(1), 44–56.

WAKE D. B. (1991). Declining Amphibian Populations. *Science* 253(5022), 860.

WILBUR H. M. (1980). Complex Life Cycles. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11(1), 67–93.

WILCOVE D. S., McLELLAN C. H. & DOBSON A. P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (ed. SOULÉ M. E.). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp 237–256.

WILHELM L. P. (2010) *Effect of Peat Fuel Extraction and Peatland Reclamation on Vegetation and Greenhouse Gas Exchange*. McMaster University, Hamilton, Ontario, 2010. Vedoucí práce Professor WADDINGTON J. M.

WILEN B. O. & FRAYER W. E.(1990). Status and trends of U.S. wetlands and deepwater habitats. *Forest Ecology and Management* 33–34, 181–192.

WHEELER B. D. & SHAW S. C.(1995). *Restoration of damaged peatlands: with particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction*. HMSO, London.

ZAVADIL V., SÁDLO J. & VOJAR J. (2011). Biotopy našich obojživelníků a jejich management: metodika AOPK ČR. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

## Internetové zdroje (aktuální k dubnu 2017)

[1] http://mokrady.ochranaprirody.cz/mokrad/RS01–02–raseliniste–na–kremelne

[2] https://mapy.cz/

[3] http://www.forumochranyprirody.cz/revitalizace–dolniho–toku–huciny–v–hornovltavskem–luhu)

[4] http://mokrady.ochranaprirody.cz/ramsar/RS08–trebonska–raseliniste

[5] http://www.npsumava.cz/cz/1038/0/9089/sekce/schvaleny–plan–pece–o–chkos–2012–2027/

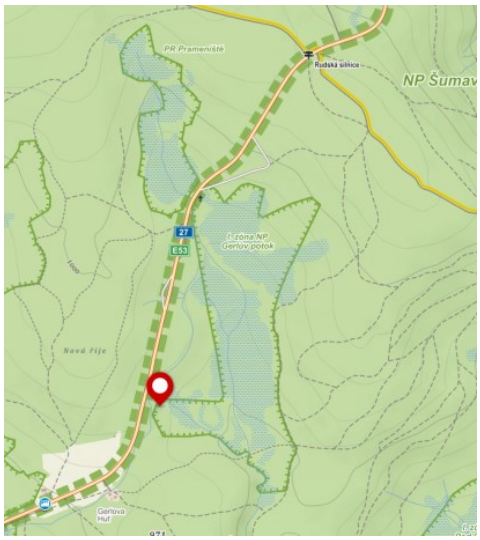
[6] http://www.amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where–genus=Rana&where–species=temporaria

[7] http://mokrady.ochranaprirody.cz/mokrad/RS01–02–raseliniste–na–kremelne

[8] http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/vegetace.php?lang=cz&typ=VBB01

[9] http://www.amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where–genus=Rana&where–species=arvalis

# Přílohy

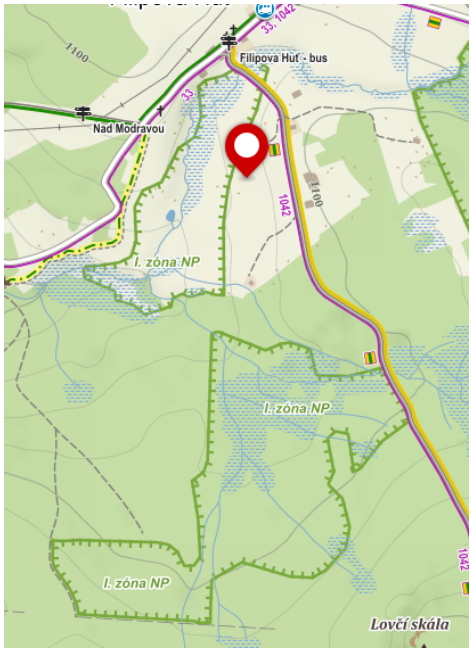



*Obr. č. 2: Rašeliniště Křemelné[2]*

*Obr. č. 3:Tůně v rašeliništi. Foto: K. Pouchová*

*Obr. č.3: Lokalita Tetřevská a Filipohuťská slať. Foto: K. Pouchová*

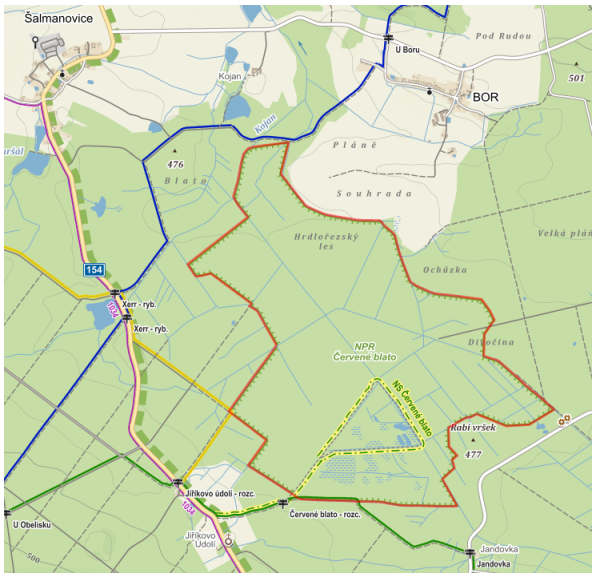
*Obr. č.4: Lokalita Tetřevská a Filipohuťská slať. Foto: K. Pouchová*



*Obr. č.5: Lokalita Tetřevská a Filipohuťská slať[2] - vlevo*

*Obr. č.6: Lokalita Vltavský luh[2] - vpravo*

*Obr. č.7: Lokalita Vltavský luh. Foto: K. Pouchová*




*Obr. č.8: Lokalita Červené blato[2]*

*Obr. č.9: Lokalita Žofínka [2]*