

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

PEDAGOGICKÁ FAKULTA

Katedra biologie

Bakalářská práce

Iveta Mikulenková

Biologie a monitoring obojživelníků v Zubří a okolí

Olomouc 2022

vedoucí práce: Mgr. Jakub Vrána

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci vypracovala samostatně. Veškerou literaturu a další zdroje, z nichž jsem při zpracování čerpala, uvádím v seznamu použité literatury a zdrojů.

podpis:

V Olomouci dne

.....

Iveta Mikulenková

Poděkování patří především vedoucímu mé práce, Mgr. Jakobovi Vránovi, za cenné rady a připomínky, které mi pomohly při zpracování. Dále bych ráda poděkovala přátelům, kteří mě doprovázeli při nočních občůzkách v rámci vypracování praktické části.

## Anotace

<b>Název práce:</b>	Biologie a monitoring obojživelníků v Zubří a okolí
<b>Název v angličtině</b>	Biology and monitoring of amphibians in Zubří and surroundings
<b>Anotace práce:</b>	Práce se zabývá výskytem obojživelníků v Zubří. V teoretické části jsou rozebrány metody monitoringu obojživelníků. Jsou zde rozebrány i ekologické nároky, biologie a rozšíření jednotlivých druhů. Praktická část je zaměřena na druhovou skladbu skupiny obojživelníků ve městě Zubří a její prostorové rozložení. Zjištěná data jsou zde srovnána s nálezy z minulých let.
<b>Klíčová slova:</b>	obojživelníci, monitoring, rozšíření, biotop, Zubří
<b>Anotace v angličtině:</b>	The thesis deals with the occurrence of amphibians in Zubří. Methods of monitoring amphibians are discussed in the theoretical part. Ecological claims, biology and the spread of individual species are also discussed. The practical part focuses on the species composition of the amphibian group in the town of Zubří and its spatial distribution. The data found are compared here with findings from past years
<b>Klíčová slova v angličtině:</b>	amphibians, monitoring, distribution, habitat, Zubří
<b>Přílohy vázané v práci:</b>	11 příloh, fotodokumentace druhů a biotopů
<b>Rozsah práce:</b>	76 s.
<b>Jazyk práce:</b>	Čeština

## Obsah

1. Úvod.....	10
2. Cíle .....	12
3. Teoretická část.....	13
3.1. Mapování a monitoring obojživelníků .....	13
3.2. Metody monitoringu obojživelníků.....	14
3.2.1. Neinvazivní metody .....	14
3.2.1.1. Vizuální monitoring.....	14
3.2.1.2. Akustický monitoring.....	16
3.2.1.3. Pasivní akustický monitoring.....	18
3.2.2. Metody založené na odchyту jedinců .....	19
3.2.2.1. Zábrany a zemní pasti .....	19
3.2.2.2. Volný sběr do ruky .....	219
3.2.2.3. Odchyt ve vodním prostředí pomocí sítí a podběráků .....	22
3.2.2.4. Odchyt pomocí živolovných pastí.....	23
3.2.2.5. Opakovaný odchyt a telemetrie .....	24
3.3. Rozšíření, biologie a ekologie obojživelníků .....	25
3.3.1. Mlok skvrnitý ( <i>Salamandra salamandra</i> ).....	26
3.3.2. Čolek velký ( <i>Triturus cristatus</i> ).....	27
3.3.3. Čolek horský ( <i>Ichtyosaura alpestris</i> ).....	29
3.3.4. Čolek karpatský ( <i>Lissotriton montadoni</i> ).....	30
3.3.5. Čolek obecný ( <i>Lissotriton vulgaris</i> ).....	32
3.3.6. Kuňka žlutobřichá ( <i>Bombina variegata</i> ) .....	33
3.3.7. Ropucha obecná ( <i>Bufo bufo</i> ) .....	34
3.3.8. Rosnička zelená ( <i>Hyla arborea</i> ) .....	36
3.3.9. Skokan hnědý ( <i>Rana temporaria</i> ) .....	37
3.3.10. Skokan štíhlý ( <i>Rana dalmatina</i> ).....	39
3.3.11. „Zelení“ skokani ( <i>Pelophylax esculentus</i> complex).....	40
3.4. Využití v učitelské praxi.....	44
4. Metodika.....	45
4.1. Fyzicko-geografické podmínky v Zubří.....	48
5. Výsledky.....	49
5.1. Mlok skvrnitý ( <i>Salamandra salamandra</i> ) .....	49
5.2. Čolek horský ( <i>Ichtyosaura alpestris</i> ).....	51
5.3. Kuňka žlutobřichá ( <i>Bombina variegata</i> ).....	53

5.4. Ropucha obecná ( <i>Bufo bufo</i> ) .....	55
5.5. Rosnička zelená ( <i>Hyla arborea</i> ).....	57
5.6. Skokan hnědý ( <i>Rana temporaria</i> ) .....	59
5.7. Skokan štíhlý ( <i>Rana dalmatina</i> ).....	61
5.8. Zelení skokani ( <i>Pelophylax</i> sp.) .....	63
6. Diskuze.....	65
6.1. Ochrana druhů a lokalit .....	67
7. Závěr.....	69
8. Použitá literatura .....	70
8.1. Elektronické zdroje.....	76

## Seznam zkratk:

NDOP – Nálezová databáze ochrany přírody

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

PAM – pasivní akustický monitoring

USGS – United States geological survey

## Seznam obrázků:

Obr. 1: Mapa výskytu mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 2: Mapa výskytu čolka velkého (*Triturus cristatus*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 3: Mapa výskytu čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 4: Mapa výskytu čolka karpatského (*Lissotriton montadoni*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 5: Mapa výskytu čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil 2020).

Obr. 6: Mapa výskytu kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 7: Mapa výskytu ropuchy obecné (*Bufo bufo*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 8: Mapa výskytu rosničky zelené (*Hyla arborea*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 9: Mapa výskytu skokana hnědého (*Rana temporaria*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 10: Mapa výskytu skokana štihlého (*Rana dalmatina*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 11: Mapa výskytu skokana skřehotavého (*Pelophylax ridibundus*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 12: Mapa výskytu skokana krátkonohého (*Pelophylax lessonae*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 13: Mapa výskytu skokana zeleného (*Pelophylax* kl. *esculentus*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

Obr. 14: Obchůzkové trasy využívané při monitoringu obojživelníků v Zubří.

Obr. 15: Mapa výskytu dospělých jedinců mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) na území Zubří v roce 2021. Živí jedinci jsou označeni tmavomodře a mrtví jedinci růžově zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Obr. 16: Mapa výskytu dospělých jedinců čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) na území Zubří v roce 2021. Nalezení jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Obr. 17: Mapa výskytu dospělých jedinců kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) na území Zubří v roce 2021. Dospělí jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Obr. 18: Mapa výskytu pulců a dospělých jedinců ropuchy obecné (*Bufo Bufo*) na území Zubří v roce 2021. Pulci jsou označeni oranžově a dospělí jedinci tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Obr. 19: Mapa výskytu dospělých jedinců rosničky zelené (*Hyla arborea*) na území Zubří v roce 2021. Dospělí jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Obr. 20: Mapa výskytu snůšek, pulců a dospělých jedinců skokana hnědého (*Rana temporaria*) na území Zubří v roce 2021. Snůšky jsou označeny fialově, pulci oranžově a dospělí jedinci tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Obr. 21: Mapa výskytu snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na území Zubří v roce 2021. Snůšky jsou označeny fialově zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Obr. 22: Mapa výskytu jedinců zelených skokanů na území Zubří v roce 2021. Jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.



## Seznam tabulek:

Tab. 1: Data obchůzek, časové rozmezí strávené v rámci obchůzky v terénu a sledovaný úsek.

Tab. 2: Nálezy dospělých jedinců mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka ukazuje datum a přibližný čas nálezu, počasí a GPS souřadnice pořízené na místě nálezu. Poznámka udává skutečnost, zda byl zástupce nalezen živý či mrtvý.

Tab. 3: Nálezy dospělých jedinců čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka ukazuje datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o pohlaví jedinců.

Tab. 4: Nálezy dospělých jedinců kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

Tab. 5: Nálezy pulců a dospělých jedinců ropuchy obecné (*Bufo bufo*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

Tab. 6: Nálezy dospělých jedinců rosničky zelené (*Hyla arborea*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

Tab. 7: Nálezy snůšek, pulců a dospělých jedinců skokana hnědého (*Rana temporaria*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

Tab. 8: Nálezy snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o počtu snůšek.

Tab. 9: Nálezy pulců a dospělých jedinců zelených skokanů (*Pelophylax* sp.) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

## 5. Úvod

Obojživelníci (Amphibia) hrají jednu z nejdůležitějších rolí v evoluci obratlovců. Učinili totiž zásadní kroky v procesu přechodu živočichů z vodního do suchozemského prostředí. Tento proces poté dokončili předchůdci dnešních blanatých (Amniota), kteří se díky existenci vaječných obalů dokázali od vodního prostředí oprostit úplně (Baruš & Oliva, 1992).

V obecné rovině dochází v současné době k vymírání obojživelníků (Beebee & Griffiths, 2005; Collins, 2010). Na vině je hned několik činitelů, z nichž můžeme zmínit například zánik biotopů, nadměrné používání chemikálií a agrochemikálií, infekce nebo klimatické změny (Beebee & Griffiths, 2005).

Abychom zachovali co největší počet druhů, je nutné získat co nejvíce informací o jejich ekologických nárocích, biologii a rozšíření. Díky znalosti rozšíření a početností jednotlivých druhů jsou ochranáři schopni vytvořit příslušná opatření tak, aby došlo k zachování populací na mnoha lokalitách. Monitoring má tedy obrovský význam jak pro živočichy samotné, tak pro celá stanoviště, která živočichové obývají. Zachováním daných taxonů se totiž udržuje rovnováha biotopů (Mikátová & Vlašín, 2002).

Mimo ochranná opatření jsou informace, které sledování obojživelníků poskytuje, využívány i k tvorbě atlasů rozšíření, a to jak na regionální, tak na globální úrovni. Lze je však zaneset i do internetových databází. Jednou z nich je BioLib. Údaje v ní jsou volně přístupné a může je upravovat každý přihlášený uživatel (Vojar, 2007). Další internetovou databází je Nálezová databáze ochrany přírody (dále jen NDOP). O její správu se stará Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (dále jen AOPK ČR). Do NDOP přispívají jak interní zaměstnanci AOPK ČR, tak spolupracující odborníci. Data z NDOP byla jedním ze zdrojů při vytváření nového Atlasu rozšíření obojživelníků České republiky (Jeřábková & Zavadil, 2020), ze kterého ve své práci čerpám. V rámci praktické části tak srovnávám údaje zanesené do této databáze a jiných zdrojů se svými výsledky.

Tato část je dále doplněna o mapy zjištěného výskytu a tabulky s detailními informacemi o jednotlivých pozorováních. Též jsou v ní navrženy managementové metody, které by mohly vést k zajištění a šíření populací zjištěných druhů.

V předcházející teoretické části pak rozebírám monitoring obojživelníků a jeho metody. Dále jsou rozebrány druhy, které byly na území Zubří či v jeho okolí dříve zaznamenány a najdeme je v databázi NDOP, nebo v jiných zdrojích. Soustředím se zde především na jejich rozšíření, ekologii, biologii a příčiny ohrožení. Tento způsob jsem zvolila, abych dosáhla

celistvosti řešeného tématu ve vztahu k Zubří a mohla jasně stanovit potřeby místních obyvatelů, jejich ochranu a možnosti budoucího výzkumu.

## **2. Cíle**

Hlavním cílem práce bylo zjistit, jaké je druhové složení skupiny obojživelníků na území Zubří, a srovnat tato data s dřívějšími záznamy. Dílčím cílem bylo také sledovat, na jakých lokalitách se v rámci sledovaného území daní jedinci vyskytují, a na základě těchto údajů poté vytvořit mapy jejich výskytu. Dle nastudovaných informací o biotopových nárocích druhů, zmíněných v teoretické části, bylo dalším z cílů stanovení vhodného ochrannářského managementu pro všechny zjištěné druhy.

### 3. Teoretická část

#### 3.1. Mapování a monitoring obojživelníků

Mapováním výskytu obojživelníků rozumíme takové zaznamenání výskytu jedinců druhu, které je krátkodobé, mnohdy jednorázové, není zde dána ani pravidelnost. Mapování bývá často amatérské, údaje se nemusí zadávat do databází, a pozorovatel jej většinou provádí pro své zapálení, bez vnější iniciativy. Tímto způsobem dostaneme pouze data o přítomnosti či nepřítomnosti druhu (Heyer *et al.*, 1994; Vojar 2007).

Monitoring je oproti prostému mapování systematický, dlouhodobý, sleduje jednotlivé populace a jejich početnost a používá standardizované metody (Dušek, 2006). V této kapitole se zaměřuji zejména na metody, které jsou typické pro naše prostředí. Vynechávám tak, z důvodu značného rozsahu a nevyužitelnosti v našich podmínkách, některé způsoby monitoringu, jež se v rámci biotopové rozmanitosti mohou od popsanych metod v detailech lišit. Bylo provedeno několik studií, které se snažily o standardizaci metod a tím pádem také možnost zobecnění výsledků monitoringu. Pro každé prostředí je však vhodný jiný způsob výzkumu, proto je úplná standardizace poměrně náročná a může vést ke snížení efektivity monitoringu (Heyer *et al.*, 1994; Rödel & Ernst, 2004). Pohotové, rychlé a přesné výzkumy jsou totiž při pohledu na rapidní snižování biodiverzity druhů obojživelníků značně rozhodující napříč státy a biotopy (Vaira *et al.*, 2018).

Informace získané z důkladného monitoringu se stávají stěžejními při tvorbě regionálních i národních atlasů rozšíření, jsou využívány orgány ochrany přírody a z dlouhodobého hlediska také odráží vývoj rozšíření jednotlivých druhů. Ochránci přírody tato data používají jako podklady pro charakteristiku stavu ohrožení jednotlivých druhů. Nutností k plnění těchto cílů je však dostatečný počet a reprezentativnost lokalit (Heyer *et al.*, 1994; Vojar, 2007). Díky znalosti rozšíření a početností jednotlivých druhů jsou ochránáři schopni vytvořit příslušná opatření tak, aby došlo k zachování populací na lokalitách. Může se jednat jak o jednoduché úkony, jako je budování drobných vodních ploch a jejich údržba, kontrola hlavních koridorů v rámci jarních migrací nebo vhodné dopravní značení, tak o úkony složitější zahrnující budování nádrží větších rozměrů, budování trvalých migračních bariér či migračních objektů (Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil *et al.*, 2011).

Vedle pozitiv, jež s sebou systematický monitoring nese, nelze opomenout jeho náročnost. Čas, organizace, technika či nedostatek finančních prostředků jsou hlavními úskalími, se kterými se instituce musí potýkat. I proto bývá v našich podmínkách prováděn většinou státními organizacemi (Vojar, 2007). Výzkumy prováděné např. za účelem zjišťování

rozmanitosti batrachofauny v tropických lesích mohou zaštiťovat větší univerzity, které získají dostatek financí i kvalifikovaných osob, pro vykonání výzkumu.

## **3.2. Metody monitoringu obojživelníků**

Při studiu obojživelníků používáme několik různých metod. Každá z nich je více či méně vhodná pro konkrétní druh, cíle a biotop, v němž je prováděna (Dodd, 2009; Fischer, 2009; Vojar, 2007). Zvážit musíme i dopad monitoringu na životní prostředí a sledované organismy (Rödel & Ernst, 2004). Právě použití vhodné a relativně bezpečné metodiky je spolu se správným načasováním klíčové pro úspěšné získání relevantních dat. Zaměřit se, vedle výše zmíněného, musíme na vývojové stádium obojživelníka, roční období a cíl studia. Stěžejní je také technické vybavení pozorovatele a jeho odborná znalost (Vojar, 2007). V současné době jsou do monitoringu živočichů čím dál častěji zařazovány moderní technologie, mezi něž patří například kamery či audiorekordéry (Pimm *et al.*, 2015). Metody můžeme rozdělit na dva typy: neinvazivní metody a metody založené na odchytu jedinců (Vojar, 2007).

### **3.2.1. Neinvazivní metody**

#### **3.2.1.1. Vizuální monitoring**

Vizuální monitoring patří mezi technicky méně náročné metody. Ovlivňuje jej ale množství faktorů, mezi něž řadíme počasí, denní dobu, charakter biotopu a v neposlední řadě také charakteristické projevy sledovaného druhu (způsob kladení snůšek, způsob života jedinců). Právě pohyblivost a aktivita druhu rozhoduje o tom, zda daného obojživelníka potkáme, či nám zůstane skryt (Hammond *et al.*, 2020). Rozhodující je vzdělanost a zkušenost pozorovatele, protože identifikace jedinců pouhým okem může být složitá. Každý z níže uvedených typů vizuálního monitoringu by měl být proveden nejméně dvakrát za sezónu. Dvojitá kontrola je nutná z důvodu rozdílných období rozmnožování jednotlivých druhů (Fischer, 2009; Vojar, 2007). Zatímco u skupiny hnědých skokanů (*Rana* spp.) či ropuchy obecné (*Bufo bufo*) lze snůšky nalézt už v březnu, zelení skokani (*Pelophylax* spp.) a ropucha krátkonohá (*Bufo calamita*) se rozmnožují později a jejich snůšky tedy nalézáme až od května (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015). S lišící se dobou nálezů snůšek tak souvisí i období, kdy lze nalézt larvy daných druhů.

Monitoring snůšek provádíme zejména u těch druhů, které kladou dobře identifikovatelné a celistvé snůšky. Jednotlivé snůšky lze spočítat a nepřímo tak určit početnost

populací, přičemž každý shluk ukazuje, že jej nakladla jedna pohlavně zralá samice. Početnost samců se v tomto případě určuje s velkou nepřesností, protože samec se může rozmnožovat vícekrát. Použití této metody je vhodné například pro hnědé skokany nebo blatnice (*Pelobates* spp.). Speciálním příkladem je u tohoto monitoringu skokan štíhlý (*Rana dalmatina*), který klade své snůšky jednotlivě a většinou je přichycuje na vodní rostliny či jiné předměty (Maštěra *et al.*, 2015; Moravec, 2019; Vojar, 2007). Lze u něj rozlišit vaječné obaly i po několika dnech od rozplavání zárodků. Tím se odlišuje od ostatních obojživelníků. Poměrně obtížná je v tomto případě determinace u ropuch (*Bufo* spp.), u nichž jsou snůšky dobře pozorovatelné a do rodu snadno určitelné. Druhé určení je však velmi obtížné či prakticky nemožné (Maštěra *et al.*, 2015). Dále se tato neinvazivní metoda velmi špatně aplikuje u ocasatých (Urodela) či kuněk (*Bombina* spp.), kteří kladou vajíčka jednotlivě, a v menší míře též u rosničky zelené (*Hyla arborea*), jež má poměrně malé snůšky (Maštěra *et al.*, 2015; Vojar, 2007).

Pro vizuální monitoring snůšek nepotřebujeme žádné speciální vybavení. Nutností však jsou vysoké holínky a skládací metr, kterým případně změříme rozměry shluků. Vhodné je s sebou nosit fotoaparát pro zaznamenání nálezu (Maštěra *et al.*, 2015; Vojar, 2007).

Monitorování larev obojživelníků je u jednotlivých skupin rozdílně obtížné. Zatímco ocasaté lze nalézt poměrně těžko, na pulce žab narazíme často. Za použití baterky lze larvy ocasatých pozorovat na mělčinách takových vodních ploch, u nichž nám nebrání litorální vegetace. Pulci žab se zdržují na mělkých prohřátých okrajích vodních ploch. Pozorování může opět probíhat potmě za použití baterky (Fischer, 2009; Vojar, 2007; Zavadil *et al.*, 2011).

Larvy obojživelníků je bez odchytu s výjimkami nemožné určit do druhu. Mezi tyto výjimky můžeme zařadit pulce blatnice skvrnité (*Pelobates fuscus*), ropuchy obecné a v krajních případech larvy mloků skvrnitých (*Salamandra salamandra*) nalezené v lesních tišinách či studánkách. Zřídka je možná determinace u larev „velkých“ čolků (Maštěra *et al.*, 2015).

Dospělé obojživelníky lze neinvazivně monitorovat namátkově či systematicky. Namátkové sledování spočívá v náhodném procházení biotopu. V rámci systematického sledování se využívá linií (transekty včetně břehové linie nebo zkusných ploch). U vodních skokanů bývá často použita metoda procházení břehové linie. Nejlepším obdobím pro využití této metody jsou teplé dny od května do srpna. Pomalou chůzí procházíme podél břehu a sledujeme, jak jedinci odskakují. Pro relevantnost dat je nutné dodržet při dalším pozorování, pokud možno, totožné podmínky (délka linie, denní doba, podobné počasí, stejně dlouhá doba pozorování). Terestricky žijící obojživelníky sledujeme procházením biotopů, zpravidla podél

břehu vodních toků. Sčítání provádíme v rámci vodních toků buď ze břehu nebo procházením dané vodoteče, na souši pak postupujeme obvykle namátkově či po transektech (Fischer, 2009; Vojar, 2007).

Namátkový vizuální monitoring je prováděn v případě, že chceme získat rychlé informace o výskytu druhů ve větších oblastech. Výsledky se většinou vztahují k jednotce času, jako je například počet jedinců druhu nalezený v oblasti za jednotku času (Rödel & Ernst, 2004). Při pravidelném monitoringu a zřizování více transektních drah v průběhu jedné studie by měl kladen důraz na jejich totožnost (viz výše), dostatečnou vzdálenost jednotlivých transektů od sebe nebo pravidelnost jeho kontrolování (Rödel & Ernst, 2004).

Adams & Bury (1998) uvádějí, že v rámci jejich studie byl za použití čtyř výzkumných metod (odchytové pasti, akustický monitoring, monitoring snůšek a vizuální monitoring) nejúspěšnější právě vizuální monitoring dospělců, díky kterému se podařilo zaznamenat všechny druhy vyskytující se na území.

Výhodou vizuálního monitoringu je bezpochyby jeho materiální nenáročnost. (Vojar, 2007). Pozorovatel také nemusí disponovat výjimkou z ochranných opatření obsažených v §50 zákoně 144/1992 Sb., o ochraně zvláště chráněných rostli a živočichů, v platném znění, která je pro manipulaci s obojživelníky nutná (Maštera *et al.*, 2015; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Limitujícím faktorem je především náročnost a často nemožnost identifikace jednotlivých druhů, jelikož bez odchyty jedince je v některých případech obtížné odhalit stěžejní identifikační znaky. Prakticky nemožné je tímto způsobem determinovat do druhu zelené a hnědé skokany (Baruš & Oliva, 1992; Moravec, 2019; Zwach, 1990; Zwach, 2013). Mezi další nevýhody patří čas. Ať už provádíme náhodný vizuální monitoring nebo obcházíme transekty, vždy je nutné počítat s časovou náročností, s níž souvisí i množství pozorovatelů, kteří musí být do studie zapojeni (Rödel & Ernst, 2004).

### **3.2.1.2. Akustický monitoring**

Akustický monitoring obojživelníků je založen na pozorování samců žab, které mají výrazný hlasový projev. Do této kategorie můžeme v našich podmínkách zařadit kuňky, blatnice, rosničky (*Hylidae* spp.), ropuchy a zelené (*Pelophylax* spp.) i hnědé skokany. Spíše než o sčítání počtu jedinců zde hovoříme o odhadu. Sluchem můžeme rozlišit, zda se jedná o jednotlivce, desítky či stovky jedinců. Přesné číslo však dostaneme velmi zřídka (Fischer, 2009; Vojar, 2007; Zwach, 2013).



Metoda nám spolehlivě dokládá i informaci o druhovém složení oblasti. S přihlédnutím na obojživelníky, kteří se hlasově neprojevují, je však vhodné kombinovat tento způsob výzkumu s vizuálním monitoringem či odchyty (Rödel & Ernst, 2004). Pozorování by mělo probíhat minimálně dvakrát během reprodukční sezóny z důvodu různého období reprodukce jednotlivých druhů. Je opět žádoucí, aby pozorovatel zvolil vhodné období a příznivé počasí. Pro zjištění relevantních výsledků by měl monitoring probíhat za tepla a vlhka (Pomezanski, 2021; Vojar, 2007). Klíčová je také síla a směr větru, který může při akustickém monitoringu data zkreslovat. Často není možné při silném větru rozlišit hlasy do druhů či přibližného počtu. Dalším důležitým faktorem je vzdálenost od ozývajících se obojživelníků. Slyšíme-li zvuky z větší dálky, hrozí mnohonásobné započítání jednoho jedince. Různé druhy jsou navíc různě slyšitelné (Fischer, 2009; Vojar, 2007; Zwach, 2013).

V okolí vodních stanovišť je možné použít bodovou (sčítání hlasů při stejně dlouhém pobytu na vybraných bodech) a transektní (viz výše) metodu. Obě spočívají ve stanovení kontrolních míst či linií na břehu okolo sledované nádrže. Tato místa (linie) obcházíme a zaznamenáváme odhady počtu jedinců. Je třeba dbát na to, aby byly body i linie v dostatečné vzdálenosti od sebe. V opačném případě může dojít k opakovanému započítání jednoho jedince. Abychom mohli data srovnávat, je třeba znovu dodržet stejné podmínky při obou kontrolách. Vhodné je zaznačit body či transektky do mapy (Fischer, 2009; Vojar, 2007).

Vedle břehové linie lze použít i jinou formu transektu zasazenou do terestrického prostředí. Může se jednat o lineární transekt, který rovnou linií protíná sledované území, čtyřúhelníkový transekt, který je složený z menších čtverců rozestých po sledovaném biotopu (Rödel & Ernst, 2004) nebo zakřivený transekt, který protíná sledované území se zakřiveními (Hiby & Krishna, 2001).

Kromě transektních obchůzek a bodů lze akustický monitoring opět provádět i namátkovým procházením biotopu. Tímto způsobem lze však zmapovat pouze druhové složení, nikoli početnost jednotlivých populací. Jde tedy o značně limitovaný způsob (Rödel & Ernst, 2004).

Rödel & Ernst (2004) přitom zjistili, že nejvyšší počty druhů byly odhaleny pomocí kombinace namátkového vizuálního a akustického monitoringu. Vizuální a akustický monitoring prováděný pomocí transektních obchůzek byl však s ohledem na početnost druhů téměř stejně úspěšný.

Výhodou akustického monitoringu je, podobně jako u vizuálního, jeho materiální nenáročnost (Vojar, 2007). Díky odposlechům lze navíc mnohdy nalézt druhy, jenž se vizuálně

složitě hledají a špatně determinují (Rödel & Ernst, 2004). Stejně jako u vizuálního monitoringu zde pozorovatel nepotřebuje výjimku z ochranných opatření zákona č. 144/1992 Sb. (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Podobně jako vizuální metoda je však časově náročná. Hlavním limitujícím faktorem je pak odborná úroveň pozorovatele. Je totiž často nutné každý druh rozpoznat pouze po hlase bez možnosti vizuální kontroly (Pomezanski, 2021; Rödel & Ernst, 2004; Vojar, 2007; Zwach, 2013). To platí především u nočních kontrol, které jsou u řady obojživelníků (např. blatnice, ropuchy) z důvodu jejich noční aktivity nutné (Baruš & Oliva, 1992; Moravec, 2019). Metodu akustického monitoringu nelze provést u ocasatých obojživelníků. Bylo zjištěno, že se pod vodou sice akusticky projevují zvukem podobným klikání, tyto zvuky se však pohybují v jiných frekvencích, než je lidské ucho schopno zaznamenat (Gvoždík, 2018).

### **3.2.1.3. Pasivní akustický monitoring**

K provozování všech doposud zmíněných metod je nezbytná přítomnost člověka. Vymoženosti moderní techniky nám však v posledních desetiletích umožňují rozvoj nových metod a způsobů monitoringu.

Pasivní akustický monitoring (dále jen PAM) je založen právě na nepřítomnosti pozorovatele v průběhu monitorování. Zvuky, které živočichové vydávají, jsou zaznamenávány pomocí audiorekordérů nejrůznější kvality. V současné době najdeme na trhu zařízení s vysokou výdrží baterie a vysokou úložnou kapacitou, což jsou základní podmínky pro úspěšné mapování. Jsou proto jedinečným nástrojem pro dlouhodobé výzkumy. Díky PAM není narušen chod biotopu a nedochází k dlouhodobému rušení sledovaných obojživelníků. Zvukové signály mohou být nahrávány 24 hodin denně, což umožňuje sledování životních projevů v rámci celého dne (Heyer *et al.*, 1994; Moreira *et al.*, 2019; Boullhesen *et al.*, 2021). Navíc lze nahrávky přehrát zpětně a důkladně je opakovaně analyzovat, čímž se předchází chybovosti v určování druhů (Moreira *et al.*, 2019). Díky PAM často dochází i k nálezům nepolapitelných či endemitických druhů, jenž se vizuálně hledají velice obtížně jako třeba *Elachistocleis matogrosso* (Pérez-Granados *et al.*, 2019), *Dendropsophus counani* (Ulloa *et al.*, 2019) nebo *Phyllorhina richmondensis* (Willacy *et al.*, 2015). Většina dat získaných pasivním nahráváním podstupuje analýzu pomocí lidských sil. Technika se však posouvá dopředu. Dnes dochází k vyvíjení počítačových softwarů, jež by měly hlasy jednotlivých druhů z nahrávek spolehlivě rozeznat (Moreira *et al.*, 2019).

Metoda je využívána pro monitoring různých druhů živočichů (vodní živočichové, netopýři). Intenzivně ji však využíval i Severoamerický monitorovací program pro obojživelníky (Moreira *et al.*, 2019), který v letech 1997-2015 za pomoci dobrovolníků sledoval rozšíření druhů na regionální i celostátní úrovni na základě akustických projevů v okolí silnic (USGS, 2022). Jedním z dílčích výsledků programu je např. The Louisiana Amphibian Monitoring Program, který ve státě Louisiana v letech 1997-2017 zaznamenal 26 druhů obojživelníků. Nejčastěji detekovanými byly druhy *Lithobates sphenoccephalus* a *Dryophytes cinereus* (Carter *et al.*, 2021).

Nevýhodou této metody je značná finanční náročnost. Po dokončení monitoringu je také nutné analyzovat obrovské množství dat, což je časově náročné. Navíc je i tato metoda silně ovlivnitelná rušením ze strany větru. To je však možné minimalizovat dlouhodobým nahráváním (Moreira *et al.*, 2019; Obrist *et al.*, 2010).

### **3.2.2. Metody založené na odchytu jedinců**

Existuje několik metod monitoringu, při nichž dochází k manipulaci s obojživelníky. Na základě cíle práce, druhu, vývojovém stádiu, ve kterém se nachází, i charakteru biotopu je potřeba pečlivého zvážení výhod a nevýhod jednotlivých metod a jejich následné zvolení. Důležité je myslet na nutnost obdržení výjimky z ochranných opatření v zákoně č. 144/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (Maštěra *et al.*, 2015; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

#### **3.2.2.1. Zábrany a zemní pasti**

Při aplikování této metody musí dojít k ohrazení biotopu zábranami. Můžeme použít např. formu obdélníkového nebo pásového transektu (Fogarty *et al.*, 2003). Po stranách zábran jsou do země umístěny nádoby, které slouží jako zemní padací pasti a zachycují všechny migrující jedince. Použitím metody získáme absolutní početnost jedinců druhu, který sledujeme. V případě potřeby lze výsledek přepočítat na jednotku plochy, objemu nádrže nebo relativní abundanci, čímž rozumíme počet jedinců na 1 metr délky použité zábrany, kterou byl biotop ohraničen. Zábrany umísťujeme v místech předpokládaného migračního koridoru obojživelníků (Dodd, 2009; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Obvykle je tato metoda využívána během jarní reprodukční migrace. Je při ní přítom vhodné, odchycené jedince přenést přes potenciálně nebezpečnou komunikaci. Mluvíme hlavně o tahu na místa rozmnožování. Zpětný tah na terestrická stanoviště je neméně důležitý, ale bývá

často opomíjen (Beebee, 2013; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007). Podle doby jejich využití a způsobu překonání komunikace rozlišujeme hlavně pro ochranářské účely několik typů zábran. Konkrétně jde o bariéry dočasné a trvalé, u nichž je zásadní rozdíl v délce využití, a naváděcí a odchytové, které se liší způsobem překonání nebezpečné překážky (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007). Obě dvojice je přitom možné dle potřeby kombinovat.

Bariéry dočasné navádějící mají za úkol nasměrovat jedince k dostupnému podchodu. Tím je zajištěno bezpečné přesunutí přes komunikaci. Žádoucí je postavit bariéry na obou stranách vozovky, protože po období rozmnožování se obojživelníci vracejí zpět do svých typických biotopů. Důležité je použít vhodný materiál. Takovým materiálem může být např. hladká plná fólie. Dodd (2009) ale uvádí, že by pozorovatel měl vždy zvážit, jaký materiál a provedení bude pro daný projekt nejvhodnější. Zábrana by měla být vysoká asi 40-50 cm (víme-li, že se na lokalitě vyskytuje skokan štíhlý, je nutné postavit zábranu ještě vyšší). Před stavěním bariéry je stěžejní si promyslet její umístění a délku. Nevýhodou této metody je vedle krátkodobosti také obtížný monitoring, při němž je složité zjistit přesnou druhovou skladbu a početnost zdejší batrachofauny (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Bariéry dočasné odchytové stavíme v místech, kde nejsou vybudovány podchody či jiné objekty zajišťující bezpečný přechod obojživelníků přes vozovku. Náročnost tohoto typu bariéry spočívá v nutnosti téměř nepřetržité kontroly, vybírání pastí a přemísťování jedinců, s čímž souvisí také finanční stránka věci. Vzhled bariéry je podobný typu předchozímu a je doplněn o odchytové nádoby. Nutností je zvolení správného umístění, typu a velikosti nádoby a také její výplň. Nádoba by měla disponovat vlhkým biologickým materiálem. Padací pasti je vhodné umístit do stínu, aby v případě teplého, slunečného počasí nedošlo k úhynu chycených obojživelníků (Dodd, 2009; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Je nezbytné provádět kontrolu ve vhodných intervalech. V průběhu silných tahů je příhodné, aby zde pozorovatel strávil celou noc. Jako transportní nádobu lze použít plastovou přepravku naplněnou vlhkým přírodním materiálem. Při přenosu musíme oddělit druhy ocasatých obojživelníků od žab (v ideálním případě každý druh zvlášť). Výhodou proti předchozí metodě je přínos pro monitoring, ve smyslu zachycení všech migrujících jedinců, nevýhodou pak nebezpečí, jež může obojživelníkům hrozit při neodborné manipulaci a dlouhém pobytu v pastech (Beebee, 2013; Dodd, 2009; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Bariéry trvalé navádějící nacházejí své využití na lokalitách, kde probíhá každoroční migrace obojživelníků a v minulosti zde už byly vybudovány migrační objekty

(např. podchody). Oproti výše zmíněným typům se tyto trvalé zábrany staví z plastových nebo plechových dílů či kusů speciálně upravených stavebních směsí, které mají délku 2 m a výšku 50 cm (při výskytu skokana štíhlého 60 cm). Tyto zátarasy jsou pro začátek nákladnější než ty dočasné, z dlouhodobého hlediska jsou však výhodnější. Zároveň u nich zůstávají všechny výhody a nevýhody navádějících zábran předchozího typu. Teoreticky je možné postavit i bariéry stálé odchytné. Vzhledem k časové náročnosti jejich obsluhy však k tomuto kroku prakticky nedochází (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Stejně jako u jiných typů monitoringu, i zde je žádoucí, až nutné, pečlivě a podrobně evidovat co nejvíce možných aspektů. Vedle údajů o početnosti a druhu jedinců zde lze získat informaci o pohlaví či neobvyklých životních projevech (např. neobvyklé zbarvení, narušeném zdravotním stavu, výskyt chytridiomykózy). Při ochranných odchycích v rámci migračních tahů tyto záznamy pomáhají při plánování budování podchodů (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

Výhodou zmíněných metod je zachycení všech druhů, které se na území vyskytují a putují skrz vymezené hranice biotopů, a to i takových, které je náročné zaznamenat jinými metodami. Častou kontrolou pastí můžeme také zaznamenat rozdíly mezi noční a denní aktivitou jednotlivých živočichů. Správným použitím zajišťujeme též ochranu obojživelníků v době migrací, což je u neinvazivních metod nemožné (Dodd, 2009; Vojar, 2007).

Nevýhodou bývá časová náročnost výstavby bariér a jejich pořizovací cena, možnost zachycení i jiných druhů, pro něž může být odchyt letální (hmyz, drobní savci), přenos infekcí, v krajních případech i úhyn jedinců, nebo případná predace (Dodd, 2009; Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

### **3.2.2.2. Volný sběr do ruky**

Metoda spočívá v přímém kontaktu pozorovatele a živočicha. Používá se zejména pro obojživelníky se špatnou pohyblivostí. Mezi ně patří například mlok a ropuchy. Rychle se pohybující či menší druhy jako jsou skokani nebo čolci většinou uniknou odchytu či pozornosti. Metodu lze provádět společně s vizuálním monitoringem, a to buď náhodně nebo obcházením předem vytyčených tras či zkusných ploch (Rödel & Ernst, 2004; Vojar, 2007).

Není zde potřeba zvláštního vybavení. Tímto způsobem monitorujeme především terestrickou fázi obojživelníků, proto nejsou nutností ani vysoké holínky. V případě, že pozorování provádíme v noci, je žádoucí nosit s sebou baterku či čelovku pro lepší orientaci a identifikaci druhu. Zásadním pokynem však musí být pro každého pozorovatele fakt, že

s obojživelníky je nutné manipulovat vlhkýma až mokřýma rukama (ideálně v rukavicích). V opačném případě dojde k setření ochranného slizu zvířete a tím narušení jeho zdravotního stavu. Po každém kontaktu je poté nutné si ruce umýt, aby nedošlo k narušení zdravotního stavu pozorovatele. To je nezbytné zejména při kontaktu s mloky a ropuchami (Vojar, 2007; Zwach, 2013).

### **3.2.2.3. Odchyt ve vodním prostředí pomocí sítí a podběráků**

Odchyt pomocí sítí a podběráků lze použít v různých hloubkách nádrží. Podle hloubky monitorovaného objektu provádíme metodu buď ze břehu, nebo nádrží přímo procházíme. Zvolení vhodných pomůcek závisí na cíli pozorování. Odvíjí se především od sledovaného druhu, jeho velikosti a životního stádia. V souladu s velikostí druhu volíme také velikost ok podběráku. Malé druhy čolků, larvy a juvenilní žab chytáme do podběráků o průměru oka 2-3 mm (Beebee, 2013; Vojar, 2007), Maštera *et al.* (2015) uvádí 1-2 mm. Při chytání dospělých žab můžeme použít síť o průměru 5-10 mm. Podběráky pro chytání obojživelníků jsou charakteristické svou pevnou rukojetí, která je společně s obručí připevněna k násadě (Vojar, 2007). Pokud by mělo dojít k porovnání jednotlivých odchytů, musíme opět zachovat stejné podmínky. Hlavní je především intenzita odchytu, která je vyjádřena časem nebo počtem prolovení podběrákem (Beebee 2013; Vojar 2007).

Je žádoucí vyhnout se přímé manipulaci s živočichem. Zejména larvy čolků jsou velmi náchylné k poškození po kontaktu s rukou pozorovatele či rámem podběráku. Čím jsou larvy větší, tím méně jsou zranitelné (Maštera *et al.*, 2015; Vojar, 2007). Pozorovatel by měl zachovat krátké intervaly prolovování. V opačném případě může při zachycení larev dojít k nežádoucímu mechanickému poškození vlivem nárazů do okolní vegetace či dalších zachycených živočichů. Po odchytu obojživelníka přemístíme do průhledné nádoby, ve které dojde k jeho identifikaci (Maštera *et al.*, 2015).

Metoda je poměrně lacinou záležitostí. Potřebujeme pouze charakteristický podběrák, průhlednou nádobu, fotoaparát pro nafocení nálezu, případně holínky pro pohodlné prolovování. Výhodou je také možnost nálezu druhů, které vizuální metodou nezjistíme, protože se mohou skrývat ve vegetaci. Díky umístění a následnému pozorování larev v květetě můžeme určit druh (Maštera *et al.*, 2015; Vojar, 2007).

Nevýhodou této metody může být fyzická náročnost, protože monitorované prostředí bývá často zarostlé litorálními porosty a manipulace s podběrákem je obtížná a vyčerpávající. Neopatrným zacházením může navíc pozorovatel poškodit faunu i flóru biotopu (Beebee, 2013;

Fischer, 2009; Maštěra *et al.*, 2015). Často dochází také k narušení svatebních tanců čolků. Navíc se úspěšnost této metody obvykle snižuje s rostoucí velikostí a hloubkou nádrže (Vojar, 2007).

#### **3.2.2.4. Odchyt pomocí živolovných pastí**

Tato metoda se používá zejména pro sledování zástupců čolků, v některých případech lze však zachytit i žáby (past ale musí mít větší rozměry). Živolovnou past na principu vrše si může pozorovatel zhotovit vlastními silami, stačí mu pouze prázdná PET lahev, jejíž odříznutá vrcholová část se vloží na spodní stranu lahve. Další možností je použití rybářské vrše, kdy si velikost vstupního otvoru upravíme podle potřeby např. právě zmíněným hrdlem PET lahve. Do pasti můžeme umístit návnadu sestávající většinou z kuřecích jater či psích granulí. Past ponoříme ke břehu na mělčinu, která je zarostlá pobřežní vegetací (Beebee, 2013; Jeřábková & Boukal, 2011). Jednotlivé pasti ve sledované nádrži umístíme nejméně 2 metry od sebe (Beebee, 2013).

Nejvhodnějším obdobím pro odchyt čolků pomocí živolovných pastí je duben-květen, kdy dochází k rozmnožování, a tedy i zvýšenému pohybu jedinců ve vodním prostředí (Jeřábková & Boukal, 2011). Pasti instalujeme ve večerních hodinách a kontrolujeme je následující den ráno (Beebee, 2013; Jeřábková & Boukal 2011). Záhodno je pasti pečlivě popsat, aby nebyly zneškodněny rybáři či jinými aktivisty jakožto znečištění biotopu (Jeřábková & Boukal 2011).

Výhoda této metody spočívá ve fyzické i finanční nenáročnosti. Pozorovatel pouze vhodně umístí pasti a poté je zkontroluje. Nemusí obcházet žádnou transektovou linii nebo živočicha složitě hledat.

Nevýhodou metody je časté poškozování pastí (jiná zvířata, člověk, přívalové deště). Dále při větších koncentracích obojživelníků v nádrži probíhá konkurenční boj mezi silnějšími druhy např. „velkých“ čolků s „malými“ čolky, což má za následek vytlačování menších druhů většími a hrozí tak jejich nezaznamenání. Uvnitř živolovné pasti také může docházet k predaci mezi jednotlivými chycenými druhy. Obě situace mohou vést ke zkreslení získaných dat. Frekventovaným jevem je i úmrtnost jedinců na následky chytridiomykózy ve špatně umytých pastech (Beebee, 2013; Jeřábková & Boukal, 2011).

### 3.2.2.5. Opakovaný odchyt a telemetrie

Díky značení odchycených jedinců je v rámci monitoringu vyloučeno jejich opakované započítání, a tím i zkreslení výsledků. Ve většině případů se však jedná o metodu, která je k živočichům poměrně nešetrná (Vojar, 2007).

Mezi metody tohoto typu patří metoda přirozených vzorů, jež je založena na identifikaci pomocí charakteristické kresby daných jedinců. Jedná se přitom o metodu neinvazivní (Heyer *et al.*, 1994). Mezi invazivní metody řadíme zastříhování prsů, značení pomocí tetování, vymrazování či vypalování, aplikaci pasivních integrovaných transpondérů a akrylových polymerů nebo kroužkování (Heyer *et al.*, 1994; Clark, 1971). Vždy je potřeba zvážit efekt, který budou invazivní způsoby na živočicha mít. U malých druhů je obtížné zavést pasivní integrovaný transpondér, jindy můžeme riskovat infekci při aplikování tetování (Funk *et al.*, 2005).

V posledních letech pak hraje významnou roli při sledování živočichů také telemetrie. Jedná se o metodu, která využívá upevnění vysílače na jedince. Tento vysílač podává informace o poloze ale i teplotě a aktivitě. Díky této metodě tak můžeme efektivně sledovat migrační trasy živočichů. V současné době se telemetrie používá i u těch obojživelníků, jejichž tělesná konstituce umožňuje připojení zařízení a zároveň samotného jedince nikterak neomezuje (Dodd, 2009; Heyer *et al.*, 1994; Vlček, 2016).



### 3.3. Rozšíření, biologie a ekologie obojživelníků

V současnosti naši planetu obývá 8 473 druhů obojživelníků (Amphibiaweb, 2022). Zhruba 90 % zástupců přitom patří mezi žáby (Anura). Zároveň více než 70 % z nich najdeme v tropických deštných lesích (Dufresnes, 2019).

Na našem území se v současné době vyskytuje 20 druhů obojživelníků. Osm z nich řadíme mezi ocasaté (Caudata), 12 patří do skupiny žab (Anura). Najdeme zde ještě hybridogenního skokana zeleného (*Pelophylax* kl. *Esculentus*), který je považován za klepton, jelikož je křížencem skokana krátkonohého (*Pelophylax lessonae*) a skokana skřehotavého (*Pelophylax ridibundus*), a dokáže se dále množit s rodičovskými druhy i mezi sebou (Dufresnes, 2019; Moravec, 2019). Všichni ocasatí obojživelníci ČR se řadí do čeledi mlokovití (Salamandridae). Naše žáby dělíme na pět čeledí: kuňkovití (Bombinatoridae), blatnicovití (Pelobatidae), ropuchovití (Bufonidae), rosničkovití (Hylidae) a skokanovití (Ranidae; Baruš & Oliva, 1992; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

Pro lepší orientaci můžeme též obojživelníky žijící na území ČR zařadit do několika skupin na základě jejich příbuznosti, morfologie a ekologických nároků. Jde například o „velké čolky“, do nichž patří čolek velký (*Triturus cristatus*), čolek dravý (*Triturus carnifex*) a čolek dunajský (*Triturus dobrogicus*), „hnědé“ (též „lesní“) skokany, mezi něž řadíme skokany rodu *Rana*, a „zelené“ (též „vodní“) skokany zastoupené rodem *Pelophylax* (Moravec, 2019).

V České republice se ve výčtu obojživelníků nevyskytuje žádný endemit. Areály zmíněných druhů se rozprostírají po Evropě, Asii, potažmo severní Africe. Častým jevem je na našem území také výskyt hybridních zón, v nichž dochází ke střetu populací podobných druhů a křížení jedinců těchto populací. Jedná se o populace „velkých“ čolků, kuňky obecné (*Bombina bombina*) a kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) a komplexu „vodních“ skokanů (Doležalková-Kaštánková *et al.*, 2018; Moravec, 2019; Straková, 2012).

Nepůvodní druhy v přírodě ČR trvale nežijí. Objevují se ojedinělé případy pokusů o aklimatizaci skokana volského (*Lithobates catesbeianus*), neúmyslného zavlečení tropických druhů či úniky exotických druhů od chovatelů nebo jejich vysazení v botanických či zoologických zahradách, což je známo například u bezblanky koki (*Eleutherodactylus coqui*; Moravec, 2019).

V teoretické části mé práce jsou zpracovány druhy, které se podle atlasů rozšíření, NDOP či jiných zdrojů nacházejí v bezprostředním okolí obce Zubří nebo přímo v ní. Potvrzení či vyvrácení výskytu daných druhů je pak zpracováno v rámci praktické části, v níž jsou též uvedeny způsoby možných managementových zásahů, které vychází z níže uvedených údajů.

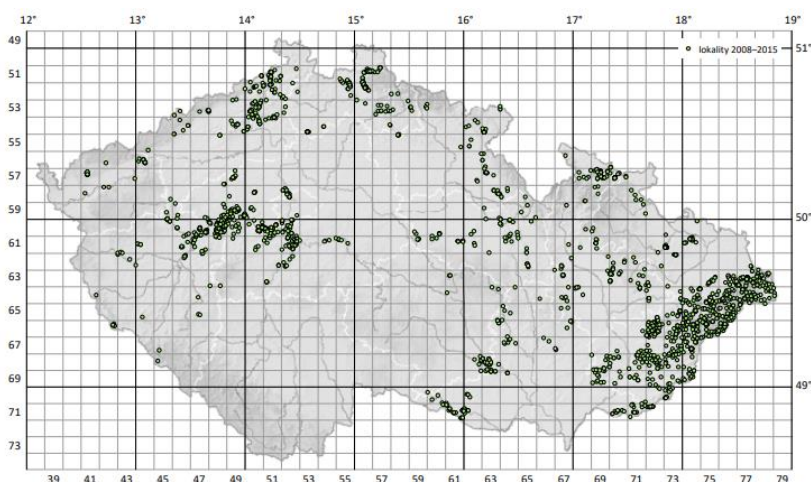
### 3.3.1. Mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*)

#### Rozšíření v Evropě

Areál rozšíření mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) v Evropě se táhne od Gibraltaru přes východ a sever Španělska a Portugalsko do Francie, Beneluxu, Německa, Švýcarska, Itálie, Rakouska, na Slovensko, Ukrajinu, do severního Maďarska až na Balkánský poloostrov (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016). Má několik poddruhů, z nichž je v Evropě nejvíce rozšířen *Salamandra salamandra salamandra* a *Salamandra salamandra terrestris* (Dufresnes, 2019).

#### Rozšíření v ČR

Výskyt mloka skvrnitého je dán jeho náročnými biotopovými podmínkami, které jsou rozebrány v následující podkapitole. Dříve byl rozšířen téměř po celé ČR. Z mnoha lokalit ale především z důvodu vysazování smrkových monokultur v posledních letech vymizel. V současné době jej hojně najdeme v oblasti Moravskoslezských Beskyd (obr. 1), kde probíhal i můj vlastní monitoring (Jeřábková & Zavadil, 2020).



Obr. 1: Mapa výskytu mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

#### Biologie, ekologie a příčiny ohrožení

Při rozmnožování mlok typicky používá drobné potoky, jejich prameniště či tůňky s chladnou, dobře prokysličenou vodou, ale také lesní studánky. Méně častý je výskyt larev v rybnících, větších jezírkách v lomech nebo kalužích (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015; Moravec, 1994; Moravec, 2019). Vyhovují mu mělká vodní tělesa s minimální průtočností

(Manenti *et al.*, 2009). Páření mloků probíhá na podzim, poté se vajíčka v průběhu celého zimního období vyvíjejí v těle samice. Na jaře, až se vajíčka vyvinou v malé larvy, dochází k jejich vypuštění do vodního prostředí. Vysvětluje to skutečnost, že jsou larvy mloků nalézány v období od března do září (Maštěra *et al.*, 2015).

V terestrické fázi života se mloci převážně vyskytují v listnatých lesích. Jedná se především o doubravy a bučiny, které se mění v závislosti na vegetačním stupni. Výjimečně je lze nalézt i ve smrčínách (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec 2019). Vyhledávají také suti, kde mají vhodné podmínky pro úkryt (Moravec, 1994; Zwach, 2009). Přes den se ukrývají zpravidla pod kameny, mezi listím a pod popadanými kmeny. V noci jsou aktivní a ze svých útočišť vylézají (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec 2019).

Zmíněná náročnost biotopových specifík podpořena znečištěním lesních pramenišť, studánek a odvodňováním lesů je příčinou vymizení tohoto druhu z rozsáhlých oblastí ČR (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 2019). Škodí mu také zarybňování potoků pstruhy, kteří požírají mločí larvy. Mlok skvrnitý je z důvodu své špatné pohyblivosti významně ohrožen automobilismem či výstavbou a následným provozem na cyklostezkách (Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil *et al.*, 2011).

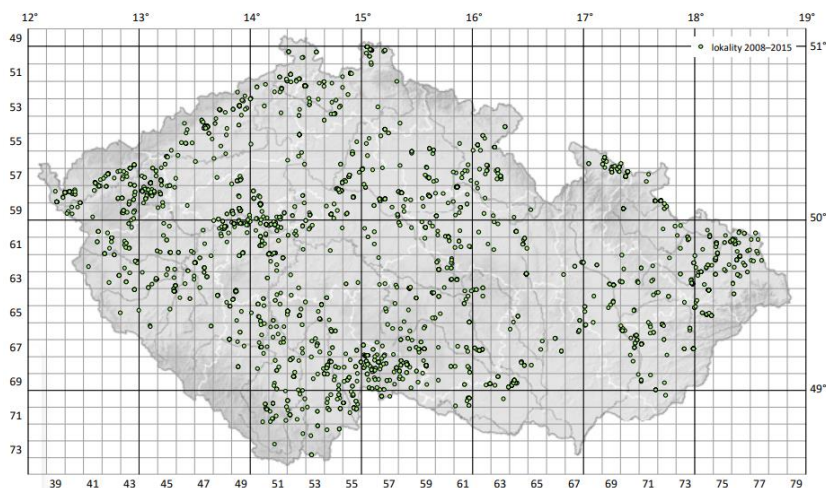
### **3.3.2. Čolek velký (*Triturus cristatus*)**

#### **Rozšíření v Evropě**

Čolek velký (*Triturus cristatus*) je v Evropě rozšířen od Anglie přes Francii, státy Beneluxu, Německo, Dánsko, Rakousko a střední Evropu. Najdeme jej také na Ukrajině a v Rusku a Pobaltí. Na severu se místy vyskytuje až v Norsku, Švédsku a Finsku (Dufresnes, 2019; Zavadil *et al.*, 2011).

#### **Rozšíření v ČR**

Rozšíření v ČR je charakteristické ostrůvkovitým výskytem po celém území. Větší koncentrace pozorujeme v oblasti Třeboňské pánve (obr. 2). Čolek velký nezasahuje do vysokých okrajových pohoří. Nenajdeme jej ale ani v nejnižše položených oblastech jižní Moravy (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994). Nejobvyklejší je výskyt do 500 m n. m. (Zwach, 2013).



Obr. 2: Mapa výskytu čolka velkého (*Triturus cristatus*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

### Biologie, ekologie a příčiny ohrožení

Čolek velký se rozmnožuje v širokém spektru vodních nádrží jako jsou malé rybníky či větší luční, ladní a lesní tůňe se zastoupením litorální vegetace. Můžeme jej nalézt i v jezírkách lomů, kaolínek, pískoven a výsypek či požárních nádržích (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015, Moravec 1994). Terestrickou fází života tráví jak v lese, tak v otevřenější krajině (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).

Snůšky čolka velkého nejčastěji nalézáme v dubnu a květnu. Larvy se poté obvykle objevují od května do srpna (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015). Dospělce lze nalézt v období od dubna do června (Jeřábková & Zavadil, 2020).

Tento druh je ohrožen především změnami ve vodním režimu v krajině. Dochází k nim například odvodňováním luk a lesů, proměnami luk na pole, regulacemi vodních toků nebo zamořováním jezírek v lomech. Dále je ohrožen přílišnou chemizací zemědělství a lesnictví a vysazováním rybí osádky do vodních těles, v nichž se rozmnožuje (Jeřábková & Zavadil, 2020; Mikátová & Vlašín, 2002).

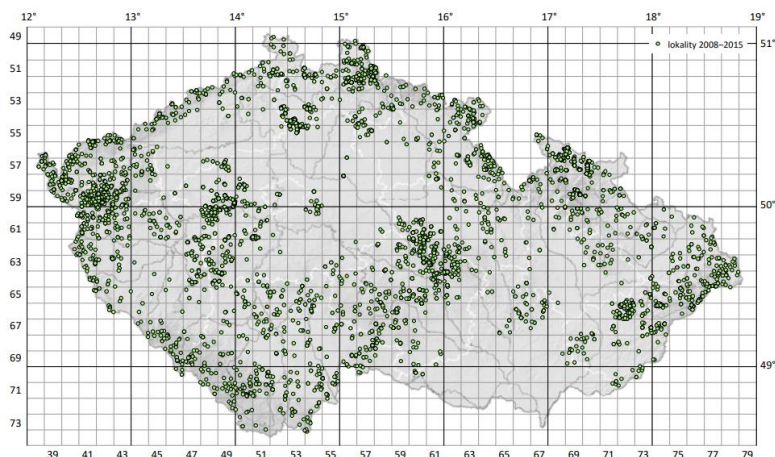
### 3.3.3. Čolek horský (*Ichtyosaura alpestris*)

#### Rozšíření v Evropě

Čolek horský (*Ichtyosaura alpestris*) je v Evropě rozšířen od Bretaně přes státy Beneluxu až na jih Dánska. Dále se pak vyskytuje ve Švýcarsku, Německu, Rakousku, jižním Polsku, ve státech bývalé Jugoslávie, Rumunsku, Bulharsku a Řecku. Izolované populace najdeme též na severu Španělska a Itálie (Cogalniceanu *et al.*, 2012; Dufresnes, 2019; Sillero *et al.*, 2014; Zavadil *et al.*, 2011).

#### Rozšíření v ČR

Čolek horský primárně obývá střední a vyšší polohy v ČR (obr. 3). Výjimečně může jeho výskyt zasahovat do poloh okolo 200 m. n. m. Nejvyšší početnosti jsou udávány v nadmořských výškách 350-500 m n. m. (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).



Obr. 3: Mapa výskytu čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

#### Biologie, ekologie a příčiny ohrožení

Jeho rozmnožování probíhá v jezírkách lomů, tůňkách, mokřadech, nepoužívaných koupalištích, litorálech rybníků nebo v kalužích na lesních cestách. Méně často tomu bývá v průtočných vodách jako jsou prameniště a průtočné tůně (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015; Moravec, 1994; Naumov *et al.*, 2020). Čolek horský klade svá vajíčka jednotlivě. Různými způsoby je přichycuje na vodní vegetaci a další předměty ve vodě (Maštera *et al.*, 2015). V rámci suchozemské životní fáze obývá lesní porosty

v okolí vodních ploch, skrývá se pod mechem, kameny, popadanými kmeny či v dutinách mezi kořeny (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

Dospělé jedince lze nejhojněji pozorovat od první dekády dubna do konce července. Larvy se vyskytují nejčastěji od druhé dekády června do první dekády měsíce září (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015).

Největší hrozbou pro populace čolka horského je zánik vhodných biotopů. Dochází k němu často například při odvodňování a zpevňování lesních cest, čímž zanikají kaluže na těchto komunikacích. Stejný problém však nastává, když cesty nejsou používány. Bez narušování povrchu komunikací dopravními prostředky se kaluže dále neprohlubují, naopak se v jejich místech ukládá více materiálu a prohlubně se zarovnávají do výšky okolního povrchu, takže zanikají (Jeřábková & Zavadil, 2020). Škodlivé je pro něj také používání chemických prostředků a zanikání drobných vodních nádrží (Moravec, 1994).

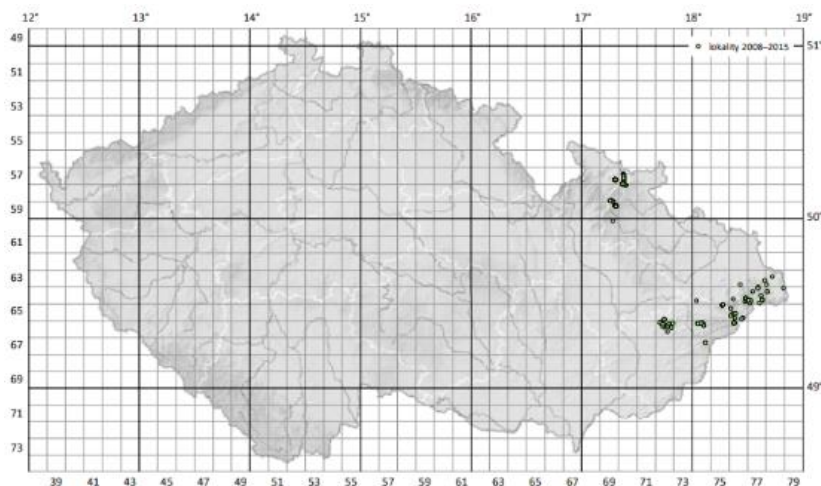
### **3.3.4. Čolek karpatský (*Lissotriton montadoni*)**

#### **Rozšíření v Evropě**

Jak napovídá český název, čolek karpatský (*Lissotriton montadoni*) je rozšířen v Karpatském systému. V rámci Karpat zasahuje do České republiky, jižního Polska, Rumunska, kde obývá nadmořské výšky až okolo 2000 m, a Ukrajiny. Mimo Karpaty jej najdeme i v Jeseníku a na Ukrajině na pahorkatině Opole (Baruš & Oliva, 1992; Dufresnes, 2019; Wielstra *et al.*, 2018; Zavadil *et al.*, 2003).

#### **Rozšíření v ČR**

Českou republikou prochází západní hranice rozšíření čolka karpatského. Najdeme jej ve dvou izolovaných oblastech. Jedná se o Vnější Západní Karpaty zahrnující Podbeskydskou pahorkatinu, Moravskoslezské Beskydy, Hostýnsko-vsetínskou pahorkatinu, Jablůnkovskou brázdou a Slezské Beskydy. Druhou oblastí je Hrubý Jeseník a Zlatohorská vrchovina (obr. 4) Typické jsou pro něj nadmořské výšky 400-800 m. Vystupovat však může až do 1000 m n. m. (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994; Moravec, 2019).



Obr. 4: Mapa výskytu čolka karpatského (*Lissotriton montadoni*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

### **Biologie, ekologie a příčiny ohrožení**

V době rozmnožování obývá čolek karpatský lesní jezírka, tůňky, zatopené příkopy nebo kaluže na lesních cestách. Najdeme ho i v požárních či zasněžovacích nádržích a neudržovaných koupalištích. Častý je výskyt v zahradních rybníčcích. Typicky se nachází v prostředí jehličnatých či smíšených lesů (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

V terestrické fázi života se čolek karpatský ukrývá pod kameny, kůrou stromů či padlým, trouchnivějícím dřevem (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 2019).

Snůšky čolka karpatského nalézáme nejčastěji v květnu a červnu. Larvy lze nejlépe nalézt v období od července do poloviny září. Výskyt dospělých jedinců je nejintenzivnější v době rozmnožování od začátku dubna do konce června (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015).

Ohrožení druhu spočívá v antropogenním ovlivňování či úplném zániku biotopů, jenž tento čolek osidluje. Konkrétně jde o intenzivní lesní hospodářství, kdy dochází k vykácení lesních ploch, na něž je čolek vázán, zasypávání kaluží na lesních cestách a zpevňování těchto cest. Významnou negativní roli též hraje odvodňování příkopů či rušení lesních tůňek a jezírek (Jeřábková & Zavadil, 2020; Mikátová & Vlašín, 2002; Zavadil *et al.*, 2011).



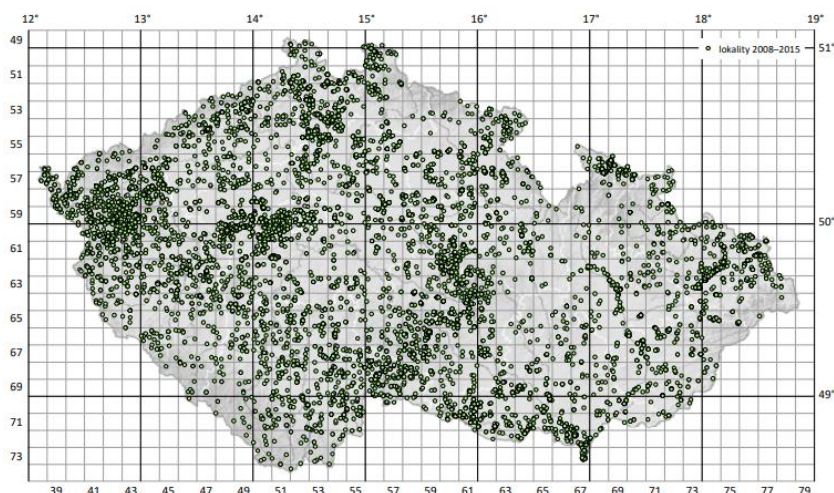
### 3.3.5. Čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*)

#### Rozšíření v Evropě

Areál čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) se táhne od Britských ostrovů přes Francii, státy Beneluxu a střední Evropy, Pobaltí, Bělorusko a Ukrajinu. Na východě je jeho výskyt v Evropě ohraničen Ruskem. Na severu zasahuje až do Skandinávie, nejj jižněji jej najdeme v Itálii a Řecku (Dufresnes 2019, Speybroeck *et al.* 2016, Wielstra *et al.* 2018).

#### Rozšíření v ČR

Na území ČR je čolek obecný považován za nejběžnější druh ocasatých obojživelníků. Je rozšířen velkoplošně téměř na celém našem území (obr. 5). Spodní výškovou hranicí je 200 m n. m. (Zwach 2013). Vystupovat může až do 1200 m n. m. (Moravec 1994, Moravec 2019, Zwach 2013).



Obr. 5: Mapa výskytu čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil 2020).

#### Biologie, ekologie a příčiny ohrožení

Při rozmnožování si čolek obecný neklade vysoké nároky na charakter stanoviště. Využívá menší či středně velké málo zastíněné nádrže jako jsou tůně, jezírka v lomech, pískovnách či zahradách, zatopené příkopy v okolí lesních cest nebo kaluže přímo na nich. Lze ho najít i v požárních nádržích a mělčinách přehrad. Svědčí mu stanoviště se zastoupením vodní vegetace (Ćirović *et al.* 2008, Jeřábková & Zavadil 2020, Maštera *et al.* 2015, Moravec 1994, Moravec 2019).



Suchozemská fáze života tohoto čolka není vázána pouze na lesní porosty, kde se schovává pod spadnými kusy dřeva či mezi kořeny a balvany. Svůj úkryt může nalézt také v polehlé ladní vegetaci nebo v částech rozpadlých obytných či jiných člověkem vytvořených objektů s dostatkem vlhkosti (Jeřábková & Zavadil 2020, Moravec 1994, Moravec 2019).

Snůšky čolka obecného lze zpozorovat v průběhu dubna a května. Larvy poté nalézáme v období od května do srpna, potažmo září (Jeřábková & Zavadil 2020, Maštera *et al.* 2015).

Hlavní příčiny ohrožení tohoto druhu jsou viděny v zanikání vodních biotopů, k němuž dochází hlavně při odvodňování luk a rekultivacích lomů. Dalším důvodem je chov ryb či kachen v menších nádržích, které tento čolek obývá (Jeřábková & Zavadil 2020, Mikátová & Vlašín 2002, Zavadil *et al.* 2011).

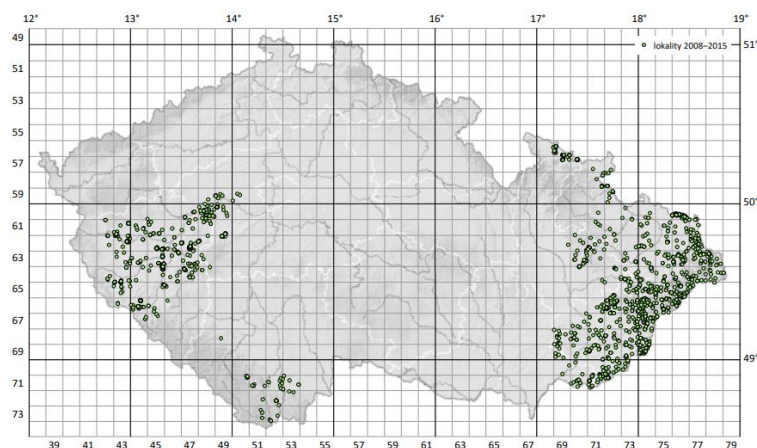
### 3.3.6. Kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*)

#### Rozšíření v Evropě

Areál kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) v Evropě zahrnuje střední Francii, Německo, státy Beneluxu, Švýcarsko, jih Polska a Balkánský poloostrov (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016; Zavadil *et al.*, 2011).

#### Rozšíření v ČR

Kuňka žlutobřichá je v ČR rozšířena do čtyř oblastí (obr. 6). Jedná se o jihozápad Čech (Plzeňsko, Berounsko, Kladensko), okolí Českého Krumlova a Českých Velenic, okolí státní hranice s Polskem v oblasti Zlatých Hor a Vidnavy a nejvíce zastoupena je v karpatských pohořích (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).



Obr. 6: Mapa výskytu kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

### **Biologie, ekologie a příčiny ohrožení**

Kuňka nevyžaduje zvláště specifické stanovištní nároky pro svá životní stádia. Jejím nejčastějším stanovištěm je u nás kaluž s minimem vegetace, která se nachází např. na lesní cestě (Maštěra *et al.*, 2015). Dále se jak při rozmnožování, tak v dospělé fázi váže na jezírka v lomech, pískovnách a kaolínkách, luční tůňky, zatopené příkopy a polní deprese (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015; Moravec, 1994). S larvami se můžeme setkat nejčastěji od června do září, s dospělými jedinci od května do července (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015).

Problematické může být pro kuňku žlutobřichou zpevňování lesních cest a jejich převádění na asfaltové komunikace, čímž dochází k zániku kaluží. Velkým problémem je též zavážení lomů a podobný zánik jejích biotopů. Škodlivé je pro tohoto obojživelníka i používání chemických prostředků v lese, změny vodního režimu v krajině, zřizování skládek v místech opuštěných lomů, meliorace či umělé zalesňování volných ploch (Jeřábková & Zavadil, 2020; Mikátová & Vlašín, 2002; Moravec, 1994). U kuňky žlutobřiché je zpravidla zaznamenána nízká úmrtnost na komunikacích, protože její sezónní migrace většinou probíhá podél potoků nebo periodických stružek (Zavadil *et al.*, 2011).

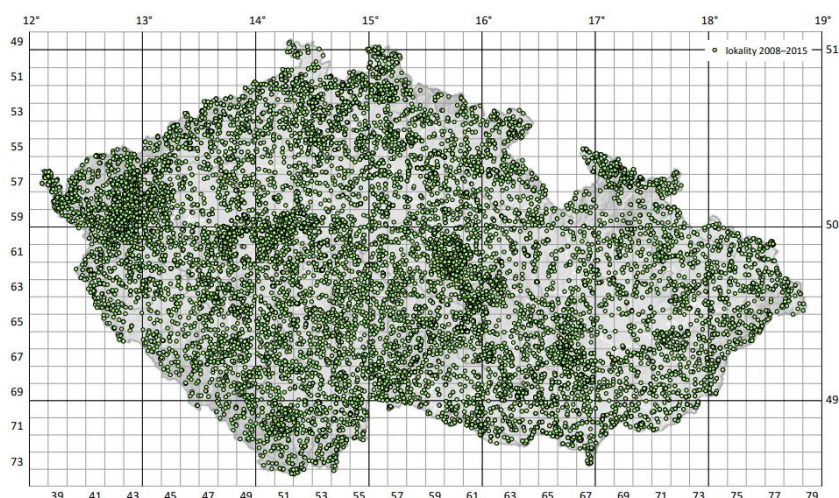
### **3.3.7. Ropucha obecná (*Bufo bufo*)**

#### **Rozšíření v Evropě**

Na území evropského kontinentu je ropucha obecná (*Bufo bufo*) rozšířena velkoplošně s výjimkou jihu Francie, Španělska, Baleár, Korsiky, Portugalska, Irska a střední části Norska (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016; Zavadil *et al.*, 2011).

#### **Rozšíření v ČR**

Ropuchu obecnou řadíme k nejběžnějším obojživelníkům na území ČR (obr. 7). Vyskytuje se od nížin do hor. Najdeme ji ve všech typech lesů, v mokřadech, na loukách a polích i v antropogenně ovlivněných oblastech jako jsou zahrady či okolí rybníků v obcích (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).



Obr. 7: Mapa výskytu ropuchy obecné (*Bufo bufo*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

### **Biologie, ekologie a příčiny ohrožení**

Nejoblíbenějším biotopem pro rozmnožování ropuchy obecné je u nás neintenzivně používaný rybník s přítomností litorální vegetace. Snůšky lze ale nalézt i v koupalištích, zatopených příkopech, tankodromech či pískovnách, požárních nádržích, větších tůních, zahradních bazénech a říčních tišinách (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015; Moravec, 1994). Může obývat také horská jezera položená až okolo 2000 m n. m. (Cogalniceanu *et al.*, 2012). Druh není náročný na hloubku vodního tělesa, přednostně však snůšky klade na vyhřáté mělčiny (Zavadil *et al.*, 2011).

Podobně jako při rozmnožování, jsou biotopové nároky ropuchy obecné poměrně rozmanité i v rámci suchozemské fáze života (čemuž odpovídá velikost areálu). Tento druh původně z listnatých a smíšených lesů lze zaznamenat na loukách, v lesích, lomech i v oblastech s výraznou měrou antropogenní činnosti (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).

Nejvíce dospělých jedinců můžeme nalézt od poslední dekády března do první dekády května, což je dáno probíhajícími rozmnožováními a migračními tahy s ním spojenými. Poté počty nálezů dospělců klesají a zvyšuje se pravděpodobnost nálezů pulců ropuchy. Pulce je možné obvykle pozorovat v období od dubna do července (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015).

Druh je ohrožen především hustou dopravou na silnicích, které musí překonávat za účelem migrací, a také nesprávným hospodařením rybníkářů. Nepřiměřené vypouštění rybníků v jarním období způsobuje vysychání snůšek (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007).

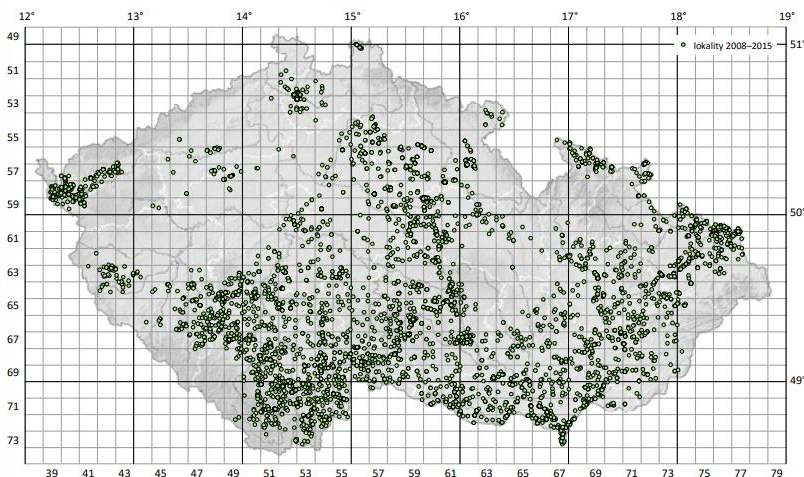
### 3.3.8. Rosnička zelená (*Hyla arborea*)

#### Rozšíření v Evropě

Areál rosničky zelené (*Hyla arborea*) se v Evropě rozprostírá od Francie přes Belgie, Nizozemsko, Dánsko až na jih Švédska. Je hojně rozšířena i ve středoevropských státech, odkud pokračuje přes státy bývalé Jugoslávie na Balkánský poloostrov (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016; Zavadil *et al.*, 2011).

#### Rozšíření v ČR

Rosnička zelená je rozšířena na více než polovině území ČR. Z obr. 8 vidíme, že chybí na Slánsku, Žatecku, dolním Polabí, Kladensku, v plzeňském kraji a nenajdeme ji ani v horských a podhorských oblastech Krkonoš, Šumavy, Krušných hor, Žďárských vrchů, Jeseníků a Beskyd. Naopak nejpočetněji je rosnička zastoupena na Ostravsku a Karvinsku, Třeboňsku, jižní Moravě a Chebsku a Sokolovsku (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).



Obr. 8: Mapa výskytu rosničky zelené (*Hyla arborea*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

#### Biologie, ekologie a příčiny ohrožení

Rozmnožování rosničky zelené probíhá nejčastěji v menších rybnících s bohatými litorálními porosty a minimem rybí osádky (Maštěra *et al.*, 2015). Mimo to se rosnička při rozmnožování uchyluje do tůní, pískoven a kamenolomů, tankodromů, koupališť, zahradních jezírek, lučních ladů či nádrží ve vojenských prostorech (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015; Moravec, 1994).

Dospělí jedinci obývají keře a stromy v okolí vod, čímž si v průběhu dne zajišťují úkryt. Najdeme je zejména na osluněných stanovištích, která se nacházejí blízko středně velkých vodních těles. Navazují na ně většinou luční biotopy s občasnými dřevinovými porosty. Vegetace však není nutností. Rosničky patří mezi pionýrské organismy. Rychle dokážou osidlovat nová stanoviště, kde ještě porosty nejsou vyvinuty. Stávají se tak často prvními obojživelníky, kteří v nově vytvořeném biotopu mohou fungovat, což nám poskytuje možnost jejich ochrany pomocí budování nových vodních nádrží (Jeřábková & Zavadil, 2020; Le Lay *et al.*, 2015; Moravec, 1994; Moravec 2019).

Největším problémem z hlediska ohrožení daného druhu jsou výrazné změny krajinného rázu, jako je zanikání vhodných biotopů, chemizace, nevhodné rybničení. Mnohdy dochází k odstraňování pobřežní vegetace, čímž je narušena možnost slunění. Podobný problém však nastává také v opačném případě, kdy břehy vodních toků či nádrží zarůstají a stanoviště je porosty zastíněno (Jeřábková & Zavadil, 2020; Mikátová & Vlašín, 2002; Moravec, 1994).

### **3.3.9. Skokan hnědý (*Rana temporaria*)**

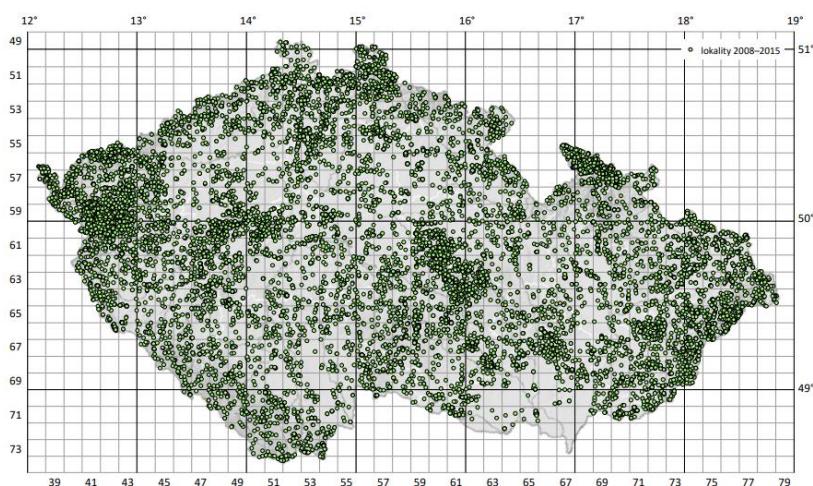
#### **Rozšíření v Evropě**

Skokan hnědý (*Rana temporaria*) je evropsky hojně rozšířeným druhem. Neobývá jen Baleáry, Korsiku, Sardinii, Sicílii a velkou část Pyrenejského a Apeninského poloostrova. Na Balkáně jej najdeme pouze v nejvyšších pohořích. V Rumunsku byl nalezen až ve 2195 m n. m. (Cogalniceanu *et al.*, 2012). Na severu jeho areál zasahuje až po Nordkapp ve Skandinávii (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016; Zavadil *et al.*, 2011).

#### **Rozšíření v ČR**

Skokan hnědý je na našem území velkoplošně rozšířen (obr. 9). Chybí pouze v suché krajině v okolí Brna a lesnaté krajině poblíž Lanžhota (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 2019). Není závislý na nadmořské výšce, žije od nížin do hor (Moravec, 1994; Moravec, 2019).





Obr. 9: Mapa výskytu skokana hnědého (*Rana temporaria*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

### Biologie, ekologie a příčiny ohrožení

Rozmnožování skokana hnědého probíhá v různých typech vodních těles. Musí se zde vyskytovat alespoň zanedbatelné množství vodní vegetace. Jedná se o lesní kaluže, tůň, tankodromy, koupaliště, potoční a říční tišiny, zatopené pískovny či lomy. Může se množit také ve vodních tělesech větších rozměrů, jako jsou rybníky, přehradní nádrže či koupaliště (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015). K rozmnožování může docházet i v horských jezerech v polohách nad 2000 m n. m. (Cogalniceanu *et al.*, 2012).

V terestrické fázi života osidluje skokan hnědý především lesy a vlhké louky (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 2019) V minulosti se vyskytoval i na nelesních stanovištích. Ta jsou nyní člověkem pozměněna do té míry, že je skokan už není schopen obývat (Zavadil *et al.*, 2011). Zimuje ve vodě, většinou ve vodotečích. Typickým znakem chování skokana hnědého je střídání vod pro rozmnožování a zimování. Spolu se svým suchozemským prostředím tak potřebuje tři různé biotopy (Jeřábková & Zavadil, 2020).

Snůšky tohoto skokana nacházíme od třetí dekády března do první dekády května. Pulci se ve větší míře objevují od dubna do července. S dospělými jedinci se můžeme setkávat v průběhu celého roku, nejvíce však v jarních měsících (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015).

Velkým problémem v otázce ohrožení druhu je špatné hospodaření s rybníky, technické úpravy vodních toků a provoz na silnici v období migrace. Zmíněná úskalí a složité biotopové

vazby (střídání tří různých stanovišť) lze považovat za příčiny rychlého mizení skokana hnědého z našeho území (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).

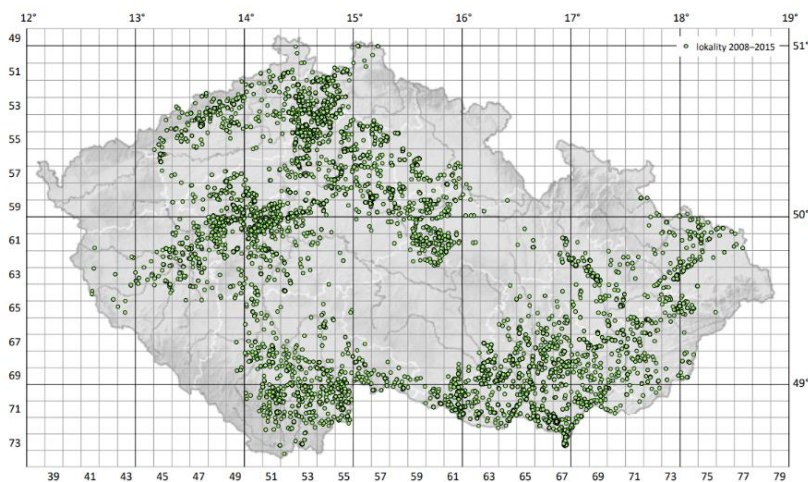
### 3.3.10. Skokan štíhlý (*Rana dalmatina*)

#### Rozšíření v Evropě

Areál skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) se v Evropě táhne v pásu od Řecka, přes státy bývalé Jugoslávie, Bulharsko, Rumunsko, Slovensko Českou republiku, jih Německa až po Francii. Hojně ho najdeme také v Itálii. Ostrůvkovitě je rozšířen na severu Německa, v Dánsku a ve Švédsku (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016; Zavadil *et al.*, 2011).

#### Rozšíření v ČR

Skokan štíhlý obývá nižší až střední polohy našeho území. Hranice jeho výskytu leží v rozmezí 150-820 m n. m. Nejčastěji se však objevuje okolo 400 m n. m. (Moravec, 1994; Moravec, 2019). Nenajdeme jej ve vysokých okrajových pohořích ČR a na Českomoravské vrchovině (obr. 10; Jeřábková & Zavadil, 2020).



Obr. 10: Mapa výskytu skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

#### Biologie, ekologie a příčiny ohrožení

Rozmnožování je podmíněno přítomností vegetace či jiného přírodního materiálu ve vodním tělese, protože dochází k uchycování kulovitých snůšek právě k těmto předmětům. Velikost a typ tělesa ale nehraje zásadní roli. Snůšky lze nalézt v menších rybnících a tůních, jezírkách

v lomech a pískovnách, slepých říčních ramenech, přehradních zátokách, a podobných lokalitách (Baruš & Oliva, 1992; Maštěra *et al.*, 2015; Moravec, 2019).

Dospělí jedinci preferují lesní porosty, převážně suché doubravy či bučiny, dále pak křovinné porosty. V menším zastoupení žijí ve smíšených či jehličnatých lesích. Najdeme je i mezi pionýrskými dřevinami v imisních holinách v Podkrušnohoří (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994).

Snůšky můžeme vidět v období března a dubna, pulce v dubnu, květnu, červnu potažmo červenci. Dospělí jedinci jsou nejčastěji nalézáni v jarních měsících (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015).

Skokan štíhlý může být ohrožen likvidací vhodných rozmnožovacích stanovišť, která podléhají odvodňování, zavážení či chemické kontaminaci (Moravec, 2019).

### **3.3.11. „Zelení“ skokani (*Pelophylax esculentus* complex)**

Skupina zelených skokanů na našem území zahrnuje tři druhy. Jsou jimi skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*), skokan krátkonohý (*Pelophylax lessonae*) a jejich hybridogenní kříženec skokan zelený (*Pelophylax* kl. *Esculentus*). Z důvodu náročnosti přesného rozpoznání jednotlivých druhů (na sledovaném území je nebylo možné zvolenými metodami odlišit) jsou v této kapitole shrnuty všechny tři druhy souhrnně.

#### **Rozšíření v Evropě**

Skokan skřehotavý se v Evropě vyskytuje ve státech střední Evropy, ve Francii a Pobaltí. Nenajdeme jej na Apeninském a Pyrenejském poloostrově, nevyskytuje se ani ve vyšších polohách středních a východních Karpat (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016; Zavadil *et al.*, 2011).

Skokana krátkonohého v Evropě najdeme na severu Itálie a ve střední Francii, odkud se jeho areál táhne až na jih Skandinávie a západ Ruska. Hranice na jihovýchodě prochází Slovenskem, Maďarskem, Srbskem, Chorvatskem a Rumunskem (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016; Zavadil *et al.*, 2011).

Skokan zelený je rozšířen do států střední Evropy, Francie, států Beneluxu, Dánska, Pobaltí, na Ukrajinu, do Rumunska, Bulharska, Srbska, Chorvatska, Slovinska a na sever Itálie (Dufresnes, 2019; Speybroeck *et al.*, 2016).

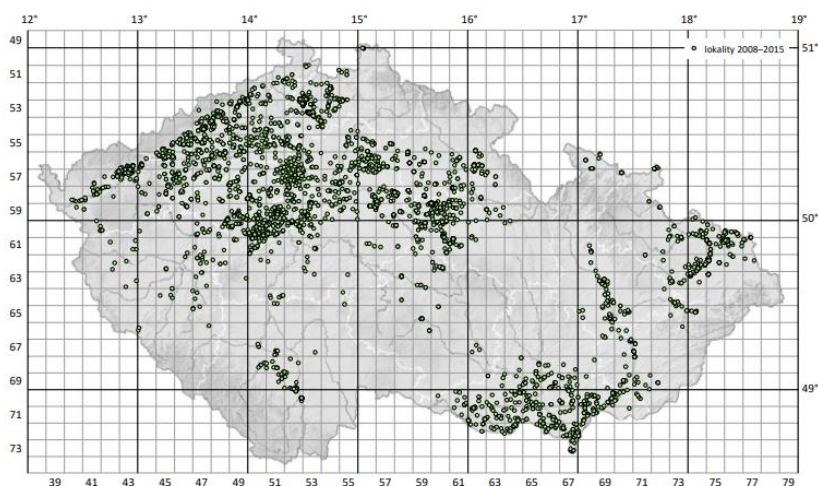


## Rozšíření v ČR

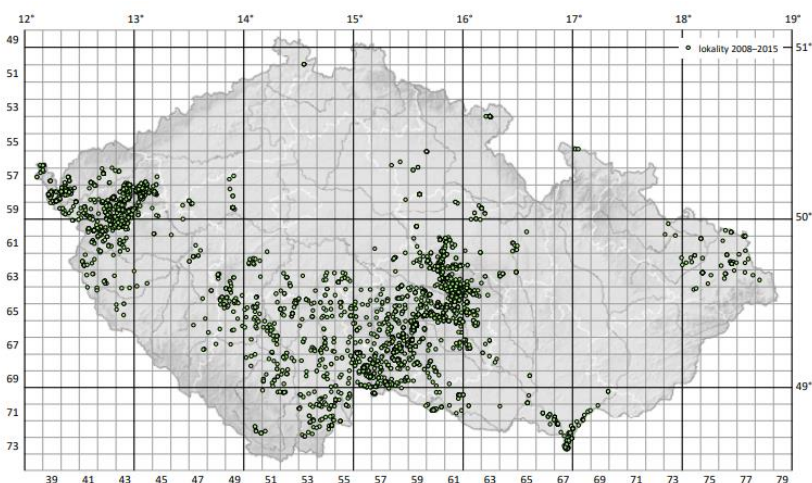
Skokana skřehotavého u nás najdeme nejčastěji v polohách do 300 m n. m., vyskytuje se však až v nadmořských výškách do 500 m. Z obr. 11 je zřetelné, že obývá okolí velkých řek. Najdeme jej tedy v Poohří, Polabí, v okolí Berounky, dolní Vltavy a Sázavy. Na Moravě pak v Podyjí, Pomoraví a Poodří. Rozhodující roli ve výskytu skokana skřehotavého hraje teplota stanoviště. Druh vyžaduje teplé mikroklima, proto jej nalézáme hlavně v nižších polohách (Baruš & Oliva, 1992; Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

Skokan krátkonohý je v ČR hojně rozšířen na Karlovarsku, v Ašském výběžku, na Českomoravské vrchovině, v jižních Čechách a na jižní Moravě. Roztroušeně jej najdeme také ve Slezsku (obr. 12). Hypsometrická hranice výskytu je 150-740 m n. m. Nejčastěji jej najdeme v nadmořské výšce 400-650 m (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

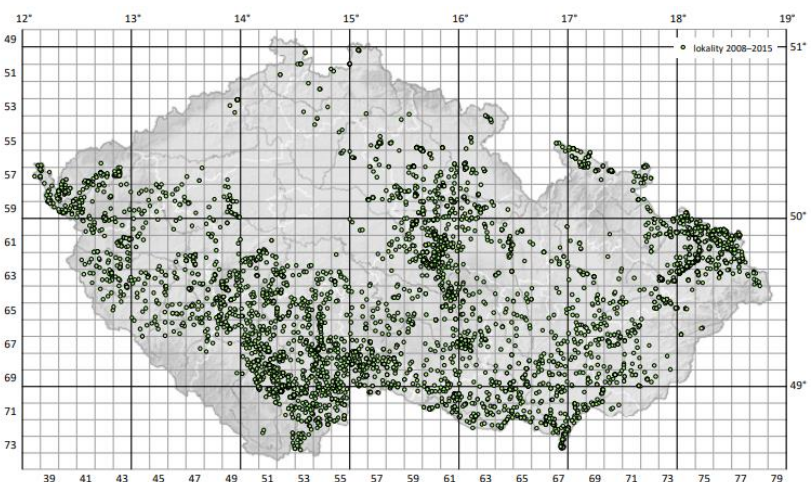
Z mapy výskytu skokana zeleného (obr. 13) vidíme, že s výjimkou oblasti severních, severozápadních a středních Čech se jeho areál překrývá s areálem skokana skřehotavého (obr. 11) a skokana krátkonohého (obr. 12). Skokan zelený obývá oblasti do 700 m n. m., přičemž nejčastěji jej nalezneme v nadmořské výšce 400-500 m (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994; Moravec, 2019).



Obr. 11: Mapa výskytu skokana skřehotavého (*Pelophylax ridibundus*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).



Obr. 12: Mapa výskytu skokana krátkonohého (*Pelophylax lessonae*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).



Obr. 13: Mapa výskytu skokana zeleného (*Pelophylax* kl. *Esculentus*) v ČR (převzato z Jeřábková & Zavadil, 2020).

### **Biologie, ekologie a příčiny ohrožení**

Skokan skřehotavý obývá nejrůznější typy vodních těles. Mohou to být větší tůně, jezírka v lese či pískovnách a lomech, koupaliště, zahradní bazény, slepá říční ramena a požární nebo jiné uměle vybudované nádrže. Nejčastěji se však jedná o větší rybník s litorálním porostem (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

U skokana krátkonohého se biotopové nároky v detailech liší. Vyhledává spíše menší rybníky či tůně, které jsou mělké a bohaté na pobřežní vegetaci, jenž často přechází ve vlhou louku či bažinu. Jeho výskyt je však znám i z biotopů, ve kterých se běžně vyskytuje skokan skřehotavý (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštěra *et al.*, 2015; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

Vhodné biotopy pro výskyt hybridogenního skokana zeleného jsou souhrnem výše zmíněných stanovišť obou biologických druhů (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera *et al.*, 2015; Moravec, 1994; Moravec, 2019).

Skokan krátkonohý je ze všech tří druhů na našem území nejméně vázán na vodní prostředí. Naopak nejvíce jej vyžaduje skokan zelený, který se od vody vzdaluje jen zřídka (Moravec, 1994).

Neobvyklá situace byla zaznamenána na pobřeží Černého moře. V období čtyř dní bylo v laguně s brakickou vodou pozorováno několik jedinců náležících do skupiny zelených skokanů (Natchev *et al.*, 2011). Za účelem sledování pravidelnosti tohoto jevu a prokázání nových biotopových možností pro zelené skokany byla lokalita pozorována dalších pět let. Nebyly však zaznamenány další podobné situace (Natchev *et al.*, 2016).

Vzhledem k silné vazbě druhů na vodní prostředí je pro zelené skokany kritické nešetrné rybniční hospodaření. Konkrétně to znamená prohlubování rybníků, odstraňování litorálních porostů či vysoušení přilehlých podmáčených luk. Největší úbytky populací pozorujeme v posledních letech u skokana krátkonohého. Skokan skřehotavý a skokan zelený svůj areál v současné době nezmenšují (Jeřábková & Zavadil, 2020; Mikátová & Vlašín, 2002).

### **3.4. Využití v učitelské praxi**

Obojživelníci mohou být pro děti na základní škole lákavou atrakcí. V případě, že bych se v budoucnu stala členkou pedagogického sboru na ZŠ Zubří, mohu žákům v rámci praktické výuky ukázat snůšky nakladené v okolí. Pro tyto účely je na sledovaném území nejpříhodnější lokalitou les Březovec, kde byly nalezeny snůšky skokana hnědé, pulci ropuchy obecné i dospělí jedinci obou druhů. Březovec se nachází asi 10 minut chůze od 2. stupně ZŠ, je tedy možné uskutečnit zde pozorování i v rozsahu jedné vyučovací hodiny. Výuku přírodopisu zde lze spojit také s výukou zeměpisu. Hamerský potok v Březovci totiž vytváří četné meandry a podemílá břehy. Můžeme tedy žáky upozornit na erozní činnost vody.

Další možností může být uspořádání Dne otevírání studánek, v jehož rámci se žáci zapojí do čištění studánek, jež poté mohou sloužit ocasatým obojživelníkům jako útočiště při rozmnožování. Oba způsoby podporují místně zakotvené učení, které může v žácích budovat zájem o přírodu a budovat vztah k regionu.

Z teoretické části mohu ve výuce využít znalosti o rozšíření, ekologii a biologii jednotlivých druhů, které jsem nabyla pomocí rešeršní práce v průběhu zpracování této bakalářské práce.

## 4. Metodika

V první fázi jsem za pomoci odborné literatury (Jeřábková & Zavadil, 2020; Maštera, 2015; Zwach, 2013) vyhledala druhy, které by se mohly na mé lokalitě vyskytovat. Zároveň jsem si ve zmíněných publikacích nastudovala i ekologické preference jednotlivých druhů. Znalost stanovištních nároků mi pomohla při vytipování vhodných stanovišť výskytu.

Dne 5. 3. 2021 došlo k první obchůzce monitorovaného území. Bylo vytipováno několik vhodných stanovišť pro naklazení snůšek a byly pořízeny jejich fotografie. Později docházelo ke kontrolám stanovišť, případně nacházení dalších. Většina byla vytipována správně. Stanovila jsem si čtyři obchůzkové trasy (obr. 14), z nichž každá byla obcházena v průměru každý třetí týden. V jarním období byly obchůzky prováděny častěji z důvodu snahy o zachycení co nejvíce míst, na nichž se obojživelníci rozmnožují. Na těchto trasách se nacházela jak již zmíněná stanoviště se snůškami, tak vhodné podmínky pro výskyt dospělých jedinců (okolí potoků, studánky, tůňky).

Trasy byly vedeny po lesních cestách, údolích potoků i asfaltových silnicích, které bývají využívány převážně těžaři dřeva. Z cest jsem se často odkláněla a poté se na ně zpět vracela v případě zpozorování zajímavého stanoviště. Ve všech případech jsem vybrané úseky procházela pěšky. Pouze na trase č. 4, která se nachází v zastavěné části Zubří, bylo více využíváno auto.

Můj monitoring by prováděn pomocí vizuálních (pozorování nalezených jedinců) a akustických (registrace hlasů) metod. Při nálezů nedošlo k manipulaci se žádnými obojživelníky. Neproběhly ani škodlivé zásahy do jejich vývojových stádií a přirozených stanovišť, takže nedošlo k porušení §50 zákona 114/1992 sb. V platném znění o ochraně zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů. Z tab. 1 je patrné, že jsem své obchůzky prováděla především ve večerních hodinách. Je to z důvodu noční aktivity některých obojživelníků. V těchto případech jsem použila čelovku, která mi pomohla při orientaci v terénu i hledání obojživelníků. Při nálezů (snůšek, pulců i dospělých jedinců) jsem se snažila o jejich fotodokumentaci. V případě rosničky zelené bylo použito nahrávání akustických projevů. Ne vždy se mi povedlo pořídit kvalitní fotografii. Proto zůstalo několik jedinců skokanů neurčených, neboť na fotografiích nebyly patrné jejich diagnostické znaky. Několik jedinců se mi nepodařilo vyfotit vůbec. Převážně se jednalo o skokany, kteří svým rychlým pohybem unikli fotoaparátu. Přesto je vzhledem k množství získaných dat (viz Díky záznamům dostupným v Nálezové databázi ochrany přírody České republiky jsem mohla srovnat své



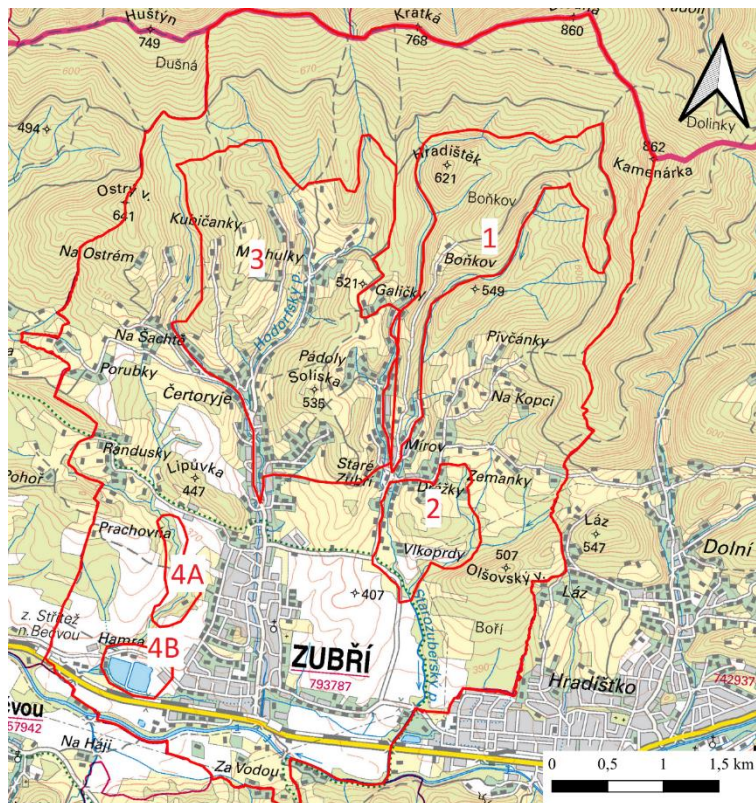
výsledky s nálezy z předchozích let) výsledky možné považovat prezentovaná data za dostatečně reprezentativní.

Při každém nálezu jsem si pomocí chytrého telefonu zaznamenala GPS souřadnice, díky kterým bylo možné zanést tyto nálezy do mapy. V rámci mapování byl veden také terénní deník, v němž byly zachycovány informace o počasí, denní době, počtu nachozených kilometrů a různé typy poznámek.

Po obchůzce jsem pomocí určovacích klíčů (Baruš & Oliva, 1992; Hrabě *et al.*, 1973; Maštera, 2015; Vlašín, 2007; Zwach, 1990; Zwach, 2013) druhy determinovala. S konečnou determinací mi po zaslání pořízených materiálů pomohl vedoucí mé práce, Mgr. Jakub Vrána.

Poslední obchůzka proběhla 16. 10. 2021. Po ukončení práce v terénu jsem každý druh zpracovala do tabulek v programu MS Excel a dle zaznamenaných GPS souřadnic zanesla do map. Mapy byly tvořeny pomocí QGIS. Mapovým podkladem je Základní mapa ČR 1:50 000 dostupná na Geoportále Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního.

Následně jsem své nálezy porovnávala s dalšími daty z Nálezové databáze ochrany přírody České republiky (AOPK, 2022). Tímto krokem se podařilo vytvořit srovnání současné situace s daty z předchozích let a stanovit ochranná opatření, jež mohou mít pozitivní vliv na místní batrachofaunu (viz Diskuze).



Obr. 14: Obchůzkové trasy využívané při monitoringu obojživelníků v Zubří.

Tab. 1: Data obchůzek, časové rozmezí strávené v rámci obchůzky v terénu a sledovaný úsek.

Datum	časové rozmezí	trasa
05.03.2021	09:00 – 17:00	1, 3
06.03.2021	13:00 – 17:00	2, 4
15.03.2021	12:00 – 17:00	1, 2, 3
30.03.2021	13:00 – 20:00	1, 3
31.03.2021	17:00 – 20:00	2, 4
01.04.2021	17:00 – 19:00	1
09.04.2021	11:00 – 20:00	1, 2, 3
11.04.2021	13:00 – 15:00	4
12.04.2021	19:00 – 22:00	3
21.04.2021	21:00 – 23:00	4
22.04.2021	19:00 – 21:00	1
25.04.2021	14:00 – 20:00	2, 3
06.05.2021	20:00 – 22:00	4
07.05.2021	19:00 – 22:00	3
09.05.2021	17:00 – 23:00	1, 3
04.06.2021	20:00 – 22:00	4
05.06.2021	18:00 – 23:00	1,3
06.06.2021	18:00 – 23:00	1, 2
01.07.2021	17:00 – 23:00	1, 2
02.07.2021	15:00 – 16:00	4
07.08.2021	18:00 – 23:00	1, 3
02.09.2021	17:00 – 23:00	1, 2
03.09.2021	18:00 – 23:00	3, 4
18.09 2021	18:00 – 23:00	1, 2
01.10.2021	17:00 – 22:00	3, 4
15.10.2021	10:00 – 13:00	1
16.10.2021	14:00 – 21:00	1, 2, 3

#### 4.1. Fyzicko-geografické podmínky v Zubří

Město Zubří náleží do Zlínského kraje. Svou severní hranicí sousedí s krajem Moravskoslezským. Administrativně spadá pod SO ORP Rožnov pod Radhoštěm. Nejvyšším bodem Zubří je vrchol Kamenárka (860 m n. m.). Do severní poloviny obce zasahuje CHKO Beskydy.

Podle mapy geomorfologických jednotek ČR (Hrnčiarová *et al.*, 2009) řadíme obec Zubří do podsoustavy Západní Beskydy. Jižní část obce spadá pod celek Rožnovské brázdy a okrsek Zašovské pahorkatiny. Severní část poté do celku Radhošťské hornatiny a okrsku Hodslavický Javorník (Hrnčiarová *et al.*, 2009).

V rámci rozdělení klimatických oblastí ČR náleží Zubří do oblasti mírně teplé až chladné a na srážky bohaté (Quitt, 1971), což může mít rozhodující význam pro výskyt obojživelníků, kteří pro svůj život potřebují příznivé hydrologické podmínky. Dlouhodobé průměrné úhrny srážek v oblasti se pohybují v prosinci-únoru mezi 150–200 mm, v březnu-květnu mezi 200–250 mm, v červnu-červenci mezi 300–400 mm a v září-listopadu mezi 150–250 mm (Hrnčiarová *et al.*, 2009).

Zubřím protéká ve východo-západním směru řeka Rožnovská Bečva, která z území odvádí veškerou vodu. Vlévají se do ní postupně Starozuberský, Hodorfský a Hamerský potok, kteří, stejně jako většina dalších přítoků, pramení na jižních svazích Veřovických vrchů, na nichž se Zubří rozkládá. Významnými přítoky hlavních potoků jsou potok Olšovec a Romanovský, Zuberský a Čertoryjský potok (Elektronický digitální povodňový portál, 2022). V lesích najdeme mnoho studánek. Významným hydrologickým objektem jsou také Hamerské rybníky.

Samotné Zubří se rozkládá převážně na jižně, jihovýchodně a jihozápadně orientovaných svazích. Na sever jsou svahy orientovány pouze velmi zřídka. Dá se tedy konstatovat, že jsou dobře osluněné, což spolu s příznivým vodním režimem vytváří vhodné podmínky pro rozvoj vegetace. Sklon těchto svahů se pohybuje v rozmezí 5–15 °. Severní svahy Veřovických vrchů, které do katastru Zubří nepatří jsou o poznání strmější. Místy dosahují sklonu většího než 25 ° (Hrnčiarová *et al.*, 2009).

Z pohledu fyto geografie řadíme Zubří do fyto geografického obvodu Karpatské mezofytikum. Z vegetačních stupňů zde najdeme stupeň bukový, jedlobukový a smrkobukový, přičemž bukový dominuje (Hrnčiarová *et al.*, 2009).



## 5. Výsledky

Celkem se na lokalitě podařilo během roku 2021 zjistit 7 druhů obojživelníků (33,3 % ze všech druhů České republiky) a také zástupce zelených skokanů, které se z důvodu obtížné determinace nepodařilo určit do druhu. Jsou zde tedy uvedeni jako komplex „zelených skokanů“. Jedinými druhy z okolí Zubří, které nebyly oproti údajům z NDOP (AOPK, 2022) a jiných zdrojů (Pavelka *et al.*, 2001) nalezeny, jsou čolek obecný, čolek karpatský a čolek velký. Přímo pro Zubří jsou nové údaje o skokanu štíhlém, čolku horském a rosničce zelené. Konkrétně byly během mého monitoringu pozorovány následující druhy.

### 5.1 Mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*)

#### Vlastní pozorování

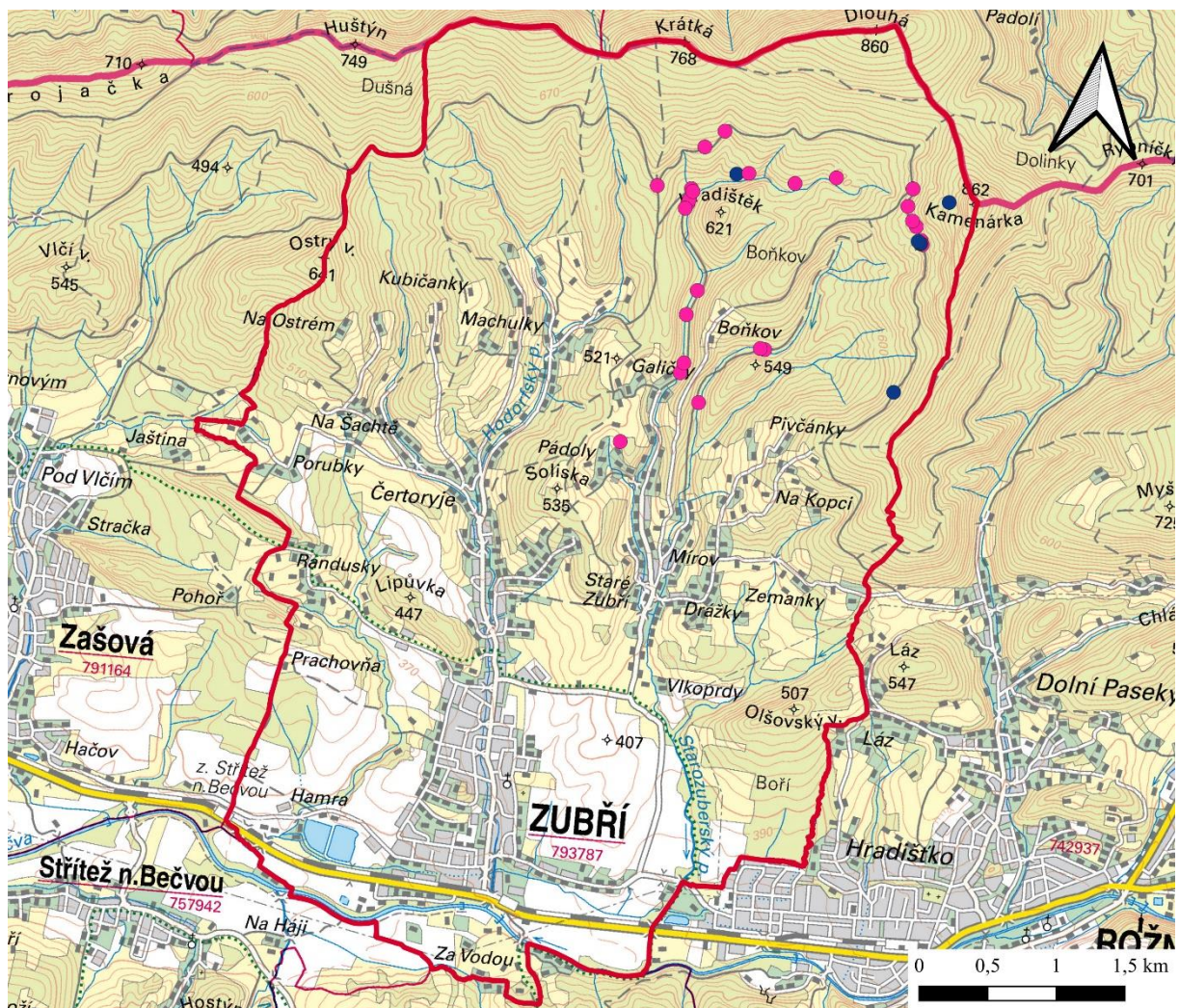
V rámci mého mapování byli zástupci tohoto druhu zaznamenáni převážně v severovýchodní části monitorovaného území, jak je patrné z mapy výskytu (obr. 15). Velká koncentrace mloků byla zaznamenána západně od nejvyššího vrcholu Zubří, Kamenárky. Jedná se o zalesněnou oblast, kde převažuje buk lesní (*Fagus sylvatica*). Nachází se zde studánka a lesní prameniště s balvanitým proudem, kde se obojživelníkům naskytá velká šance pro úkryt a reprodukci (příloha č. 1).

Jak ukazuje obr. 15 i tab. 2, drtivá většina mloků byla nalezena mrtvá. Při pohledu do mapy je jasně vidět, že mrví jedinci byli nalezeni na lesních komunikacích. Tyto komunikace bývají intenzivně využívány těžaři dřeva. Skutečnost, že byli zaznamenáni právě na silnicích potvrzuje fakt, který byl zmíněn v kapitole o ekologii druhu, tedy to, že mlok skvrnitý je v současné době silně ohrožen provozem na komunikacích.

Z tab. 2 také vidíme, že živí jedinci byli nalézání povětšinou ve večerních hodinách. Živí jedinci z 16. 10. 2021 zaznamenaní v odpoledních hodinách i mnoho mrtvých jedinců z téhož dne dokládají, že v období podzimních měsíců mloci opouštějí své úkryty i přes den, čímž také dochází k větší úmrtnosti na komunikacích.

#### Srovnání s údaji z předchozích let

Největší zastoupení v okolních obcích má mlok skvrnitý dle dostupných dat z databáze NDOP v Zašové. Ze Zubří pochází tři nálezy, přičemž jeden je z roku 2012, další dva jsou více než 15 let staré. Dva z nálezů byly zaznamenány v okolí Boňkova, v čemž vidíme shodu s mým pozorováním. Další nález se objevil v blízkosti usedlosti Porubky (AOPK, 2022).



Obr. 15: Mapa výskytu dospělých jedinců mloka skvrnitého (*Salamandra atra*) na území Zubří v roce 2021. Živí jedinci jsou označeni tmavomodře a mrtví jedinci růžově zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Tab. 2: Nálezky dospělých jedinců mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka ukazuje datum a přibližný čas nálezky, počasí a GPS souřadnice pořízené na místě nálezky. Poznámka udává skutečnost, zda byl zástupce nalezen živý či mrtvý.

datum	počasí	denní doba	GPS	poznámka
30.03.2021	oblačno	14:00	49.4986142N, 18.1157339E	1 mrtvý adult
30.03.2021	zataženo	19:00	49.5077344N, 18.1067539E	1 mrtvý adult
09.04.2021	jasno	11:00	49.5066442N, 18.1304592E	1 mrtvý adult
09.04.2021	jasno	11:00	49.5063900N, 18.1306256E	1 mrtvý adult
22.04.2021	polojasno	20:00	49.5064317N, 18.1304458E	1 živý adult
09.05.2021	zataženo	21:00	49.4965675N, 18.1290431E	1 živý adult
06.06.2021	polojasno	21:00	49.5099256N, 18.1113700E	1 živý adult
06.06.2021	polojasno	21:00	49.5100439N, 18.1125931E	1 mrtvý adult
06.06.2021	polojasno	21:00	49.5096503N, 18.1173136E	1 mrtvý adult
06.06.2021	polojasno	21:00	49.5102564N, 18.1214122E	1 mrtvý adult
01.07.2021	zataženo	18:00	49.5079889N, 18.1068478E	1 mrtvý adult
03.09.2021	jasno	20:00	49.5092897N, 18.1329483E	1 živý adult
01.10.2021	jasno	12:00	49.4917764N, 18.1020547E	1 mrtvý adult
15.10.2021	zataženo	11:00	49.4966231N, 18.1074567E	1 mrtvý adult
15.10.2021	zataženo	11:00	49.4972781N, 18.1077408E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	15:00	49.4947731N, 18.1095703E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	15:00	49.4986614N, 18.1152833E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	16:00	49.5064719N, 18.1303947E	1 živý adult
16.10.2021	jasno	16:00	49.5065694N, 18.1301694E	1 živý adult
16.10.2021	jasno	16:00	49.5075272N, 18.1298583E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	16:00	49.5078653N, 18.1294292E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	16:00	49.5088022N, 18.1288392E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	16:00	49.5099742N, 18.1292011E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5126667N, 18.1098197E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5115208N, 18.1079475E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5087239N, 18.1034975E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5087186N, 18.1069603E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5085444N, 18.1071294E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5073967N, 18.1065069E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5020878N, 18.1084517E	1 mrtvý adult
16.10.2021	jasno	17:00	49.5004539N, 18.1075586E	1 mrtvý adult

## 5.2. Čolek horský (*Ichtyosaura alpestris*)

### Vlastní pozorování

Samec a samice čolka horského byli nalezeni v lesní průtočné tůňce (příloha č. 2) poblíž osady Drážky (obr. 16). Tuto lokalitu lze považovat za jedno z typických stanovišť tohoto druhu. Tůňka je zároveň prameništěm potoka Olšovce. Z tabulky (tab. 3) vidíme, že záznam pochází

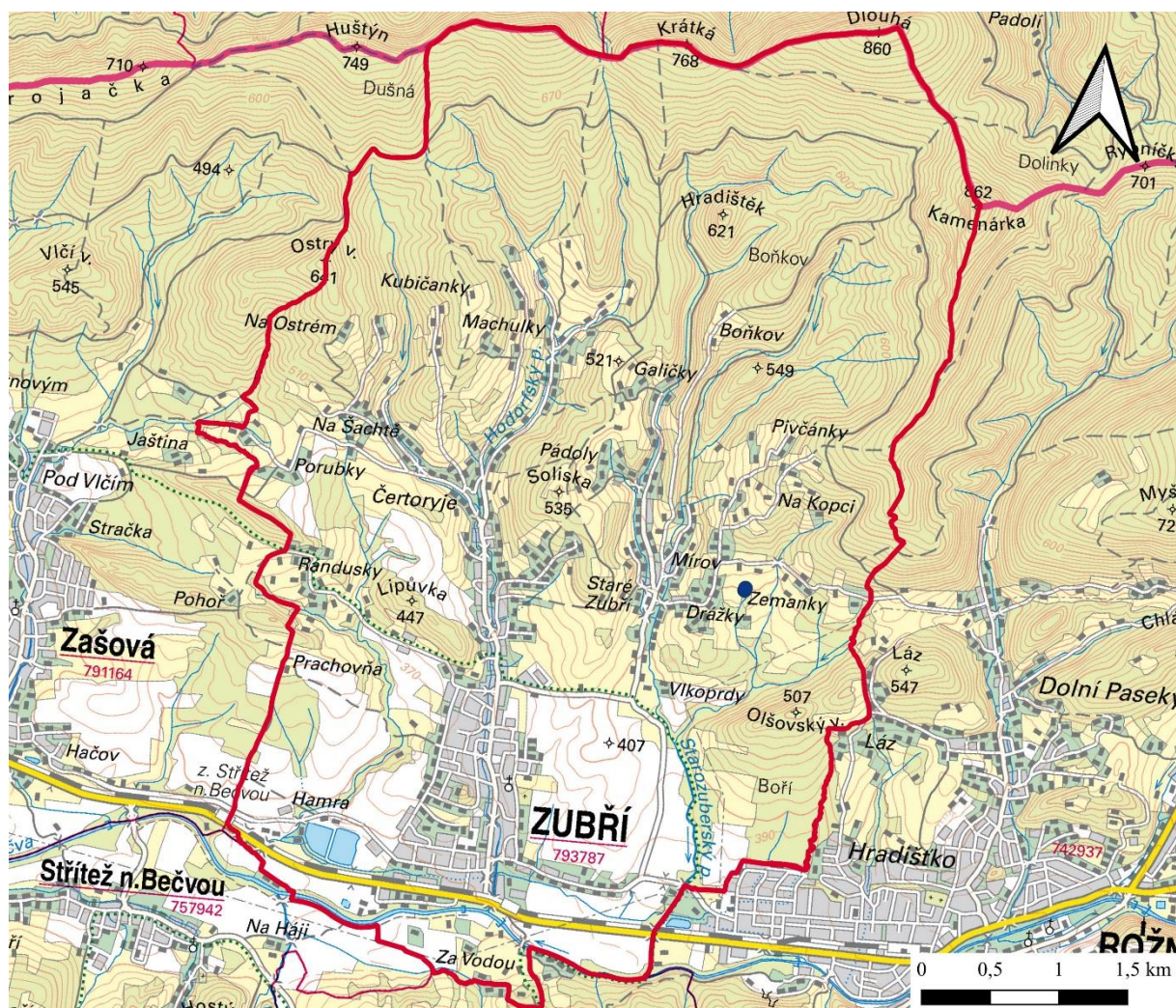


z 9. 5. 2022. Datum tedy spadá do období, kdy se čolci rozmnožují a vyskytují se právě ve vodním prostředí.

Nález byl zaznamenán ve večerních hodinách. Samec i samice se zdržovali na mělkém okraji tůně. Po zaregistrování světelného podnětu z čelovky se dali do pohybu a přesunuli se do místa s větší hloubkou. Po chvíli čekání oba připluli zpět a podařilo se tak pořídit fotografie obou jedinců (příloha č. 3, příloha č. 4).

### Srovnání s údaji z předchozích let

Z dostupných dat získaných v databázi NDOP v Zubří čolek horský zatím nebyl zaznamenán. Stejně jako u ostatních druhů, které byly v rámci mého monitoringu zmapovány a nejsou zaznamenány v NDOP, byl i čolek horský nalezen v okolních obcích (Zašová, Krhová, Mořkov, Hodslavice). Lze tedy říci, že výskyt v Zubří není náhodný (AOPK, 2022).



Obr. 16: Mapa výskytu dospělých jedinců čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) na území Zubří v roce 2021. Nalezení jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Tab. 3: Nálezy dospělých jedinců čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka ukazuje datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o pohlaví jedinců.

datum	počasí	denní doba	GPS	poznámka
09.05.2021	zataženo	22:00	49.4829547N, 18.1155997E	1 samec
09.05.2021	zataženo	22:00	49.4831047N, 18.1156672E	1 samice

### 5.3. Kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*)

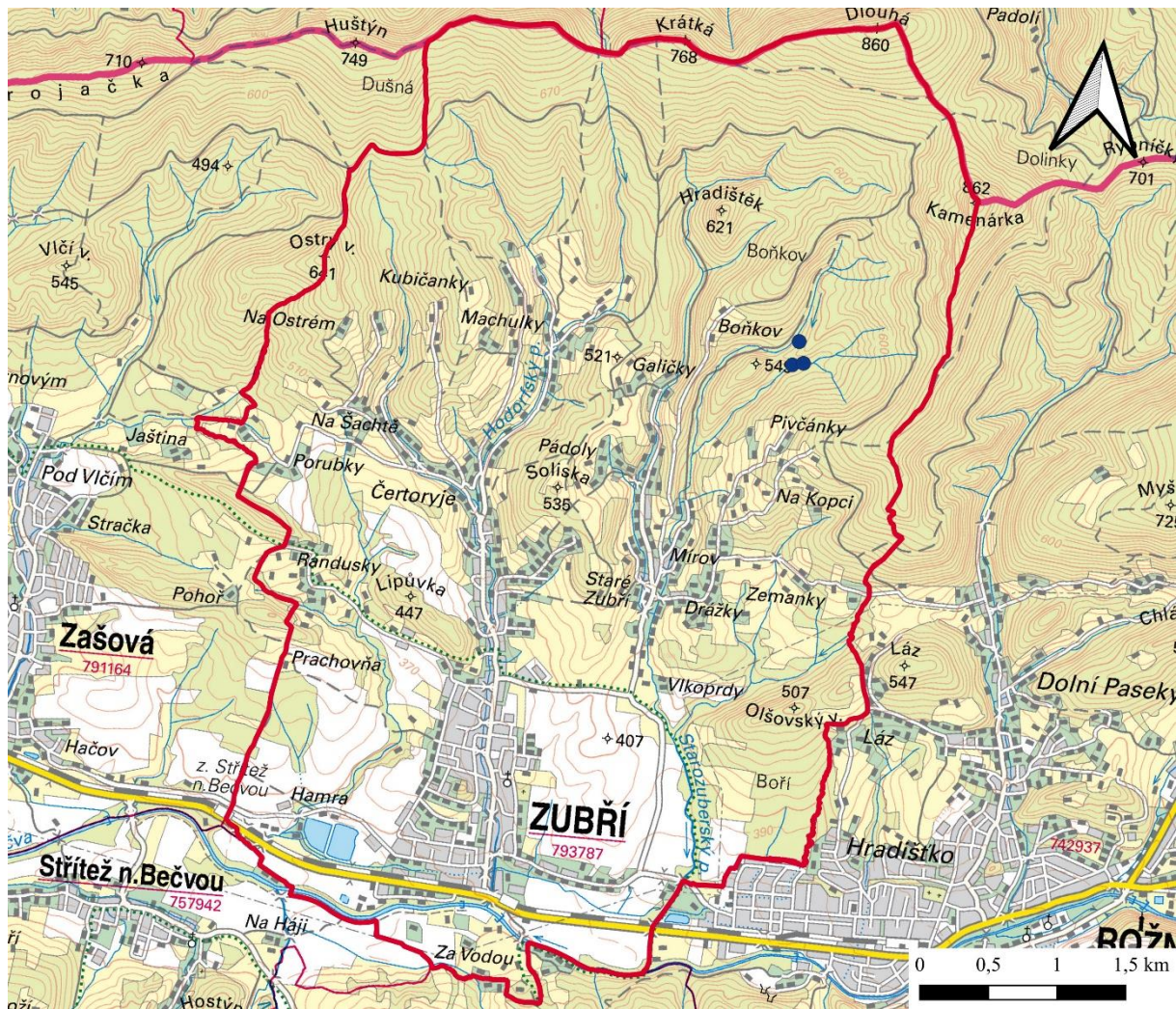
#### Vlastní pozorování

Všichni zaznamenaní jedinci (tab. 4) byli nalezeni severovýchodně nad Zubřím v průběhu jedné obchůzky dne 1. 7. 2021 v kalužích lesních cest ležících několik desítek metrů od sebe (obr. 17). Lokalita si prozatím uchovává přírodní ráz, komunikace nemají charakter asfaltových silnic. Je ovšem pravděpodobné, že z důvodu těžby dřeva budou přeměny nezpevněných cest na zpevněné probíhat čím dál častěji.

#### Srovnání s údaji z předchozích let

V záznamech NDOP shledávám shodu s výskytem kuňky žlutobřiché na monitorovaném území. Nálezy (3) pochází jak z první dekády nového tisíciletí, tak z druhé. Data lze tedy považovat za aktuální. Stejně jako ve výsledcích mého mapování, i NDOP v Zubří eviduje pouze dospělé jedince (AOPK, 2022).





Obr. 17: Mapa výskytu dospělých jedinců kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) na území Zubří v roce 2021. Dospělí jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Tab. 4: Nálezy dospělých jedinců kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

datum	počasí	denní doba	GPS	poznámka
01.07.2021	polojasno	17:00	49.4992325N, 18.1190772E	1 adult
01.07.2021	polojasno	17:00	49.4992325N, 18.1190772E	1 adult
01.07.2021	polojasno	17:00	49.4976717N, 18.1185944E	1 adult
01.07.2021	polojasno	17:00	49.4978389N, 18.1196994E	1 adult

## **5.4 Ropucha obecná (*Bufo bufo*)**

### **Vlastní pozorování**

Z mapy výskytu (obr. 18) vidíme, že jedinci v severovýchodní části mapovaného území byli nalézáni zpravidla na lesních komunikacích, ať už asfaltových (příloha č. 5) či nezpevněných (příloha č. 6). V motokrosové areálu v jihozápadní části obce se z důvodu tvořících se kaluží daří nejen ropuchám, ale také skokanům. Areál se totiž rozkládá v lese Březovci, který kopíruje tok Hamerského potoka. Jsou zde tedy vhodné hydrologické podmínky. Na této lokalitě byli nalezeni i pulci ropuchy obecné.

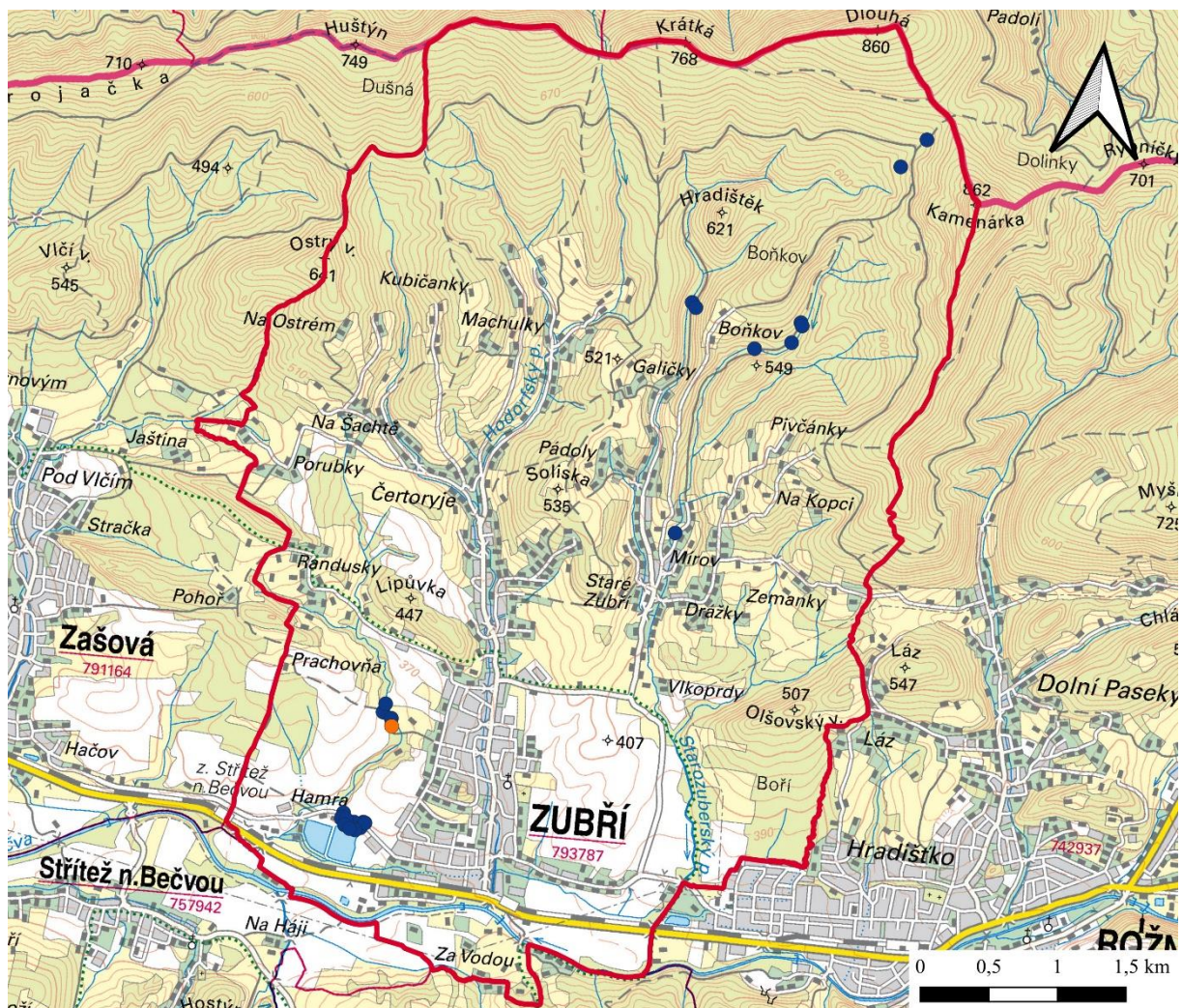
V oblasti Hamerských rybníků došlo 21. 4. 2021 (tab. 5) pravděpodobně k zachycení jarního migračního tahu. V okolí komunikace či přímo na ní bylo zaznamenáno 9 jedinců migrujících k rybníku.

Z příložené tab. 5 je patrné, že všichni jedinci byli nalezeni za tmy, ve večerních až nočních hodinách.

### **Srovnání s údaji z předchozích let**

Ropucha obecná byla dle dat v NDOP v Zubří nalezena pouze v jednom případě v roce 2016 v blízkosti usedlosti Machulky. Výsledky ze sousedních obcí (Zašová, Hodslavice, Vidče) však svědčí o hojném výskytu druhu v okolí (AOPK, 2022).





Obr. 18: Mapa výskytu pulců a dospělých jedinců ropuchy obecné (*Bufo Bufo*) na území Zubří v roce 2021. Pulci jsou označeni oranžově a dospělí jedinci tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.



Tab. 5: Nálezy pulců a dospělých jedinců ropuchy obecné (*Bufo bufo*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

datum	počasí	denní doba	GPS	poznámka
31.03.2021	jasno	20:00	49.4727786N, 18.0806100E	1 adult
31.03.2021	jasno	20:00	49.4724142N, 18.0814978E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4654717N, 18.0796122E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4654275N, 18.0786581E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4650908N, 18.0793594E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4656067N, 18.0774203E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4654289N, 18.0797833E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4659739N, 18.0775431E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4656742N, 18.0773947E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4655711N, 18.0773875E	1 adult
21.04.2021	zataženo	22:00	49.4655936N, 18.0778419E	1 adult
06.05.2021	jasno	21:00	49.4718986N, 18.0816028E	desítky pulců
06.05.2021	jasno	22:00	49.4651878N, 18.0777483E	1 adult
06.05.2021	jasno	22:00	49.4649158N, 18.0788589E	1 adult
04.06.2021	jasno	22:00	49.4733278N, 18.0807956E	1 adult
04.06.2021	jasno	23:00	49.4649750N, 18.0782956E	1 adult
05.06.2021	oblačno	22:00	49.4986353N, 18.1146128E	1 adult
05.06.2021	oblačno	22:00	49.5006000N, 18.1190436E	1 adult
05.06.2021	oblačno	23:00	49.5013003N, 18.1079661E	1 adult
05.06.2021	oblačno	23:00	49.5009797N, 18.1083739E	1 adult
07.08.2021	zataženo	22:00	49.5132622N, 18.1300569E	1 adult
07.08.2021	zataženo	22:00	49.5113467N, 18.1276644E	1 adult
02.09.2021	jasno	21:00	49.5003944N, 18.1191833E	1 adult
02.09.2021	jasno	21:00	49.4992414N, 18.1182711E	1 adult
02.09.2021	jasno	21:00	49.4861486N, 18.1082853E	1 adult

## 5.5. Rosnička zelená (*Hyla arborea*)

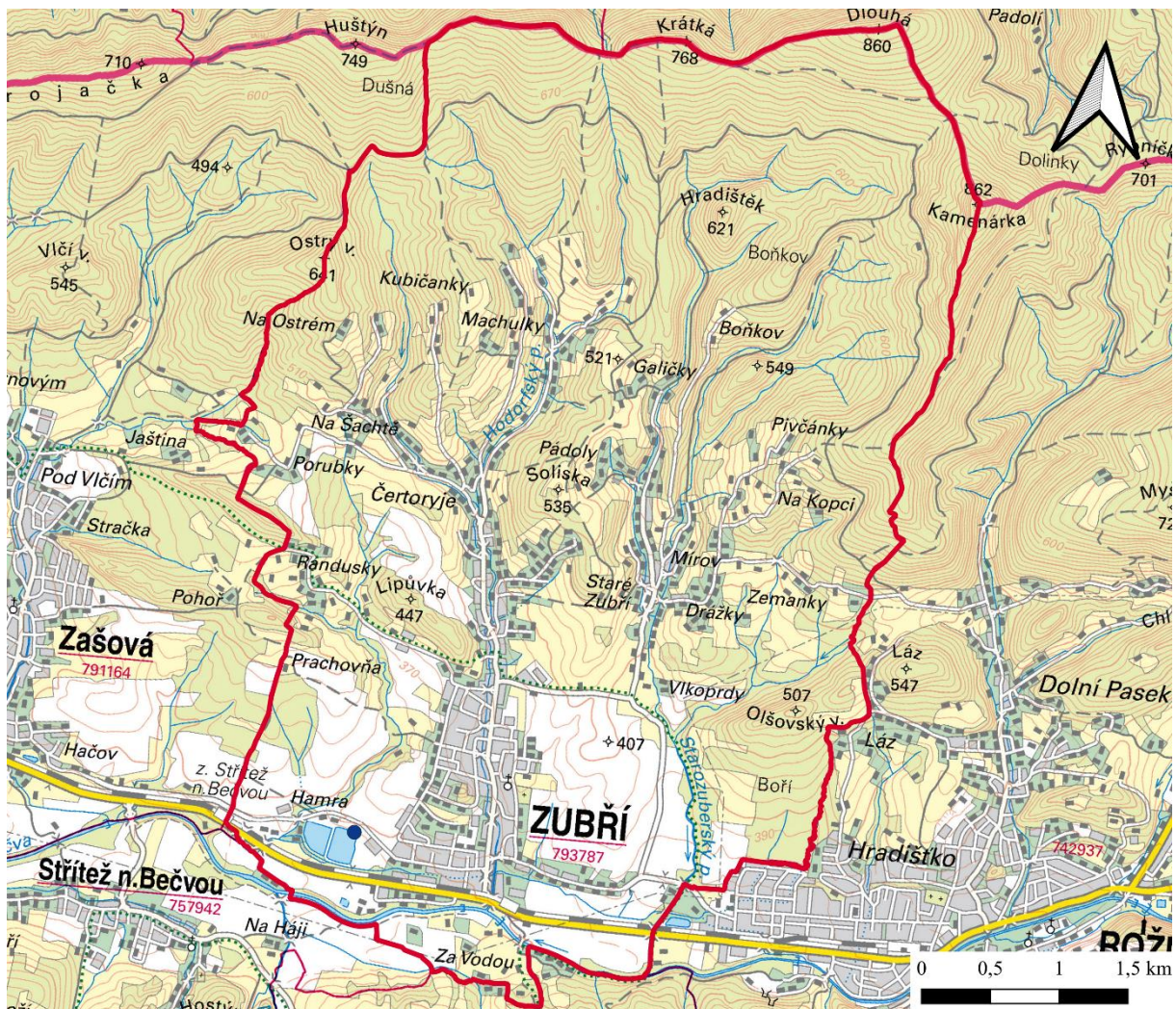
### Vlastní pozorování

V rámci mého pozorování byla rosnička zelená zaznamenána pouze akusticky. Odhadem se jedná o méně než 10 jedinců (tab. 6), kteří byli nalezeni na Hamerských rybních (obr. 19). Nachází se zde množství litorálního porostu, což poskytuje rosničkám vhodné útočiště.

### Srovnání s údaji z předchozích let

V databázi NDOP (AOPK, 2022) nebyla nalezena podobnost s mými nálezy. Opět platí, že v sousední obci Zašová bylo v roce 2004 zaznamenáno několik snůšek a jedinců, což svědčí

o rozšíření druhu v bezprostředním okolí sledovaného území. Nálezy pocházejí z let 2004-2008.



Obr. 19: Mapa výskytu dospělých jedinců rosníčky zelené (*Hyla arborea*) na území Zubří v roce 2021. Dospělí jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Tab. 6: Nálezy dospělých jedinců rosníčky zelené (*Hyla arborea*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

Datum	počasí	denní doba	GPS	poznámka
04.06.2021	zataženo	22:00	49.4648553N, 18.0787978E	<10 adultů

## **5.6. Skokan hnědý (*Rana temporaria*)**

### **Vlastní pozorování**

Nálezy snůšek, pulců a dospělých jedinců skokana hnědého jsou zaznačeny v mapě výskytu (obr. 20). Z ní je zřejmé, že se tento druh na sledovaném území vyskytuje poměrně plošně ve vhodných biotopech. Konkrétně je z obr. 20 je patrné, že dospělí jedinci byli nalezeni převážně v lesích v blízkosti vodních toků či lesních prameništ' a tůní. Snůšky se vyskytovaly především v lesních prameništích a kalužích lesních cest (příloha č. 7, příloha č. 8). Značná část snůšek byla nakladena v motokrosovém areálu v jihozápadní části Zubří. Na této lokalitě se podařilo zachytit a identifikovat i pulce tohoto druhu.

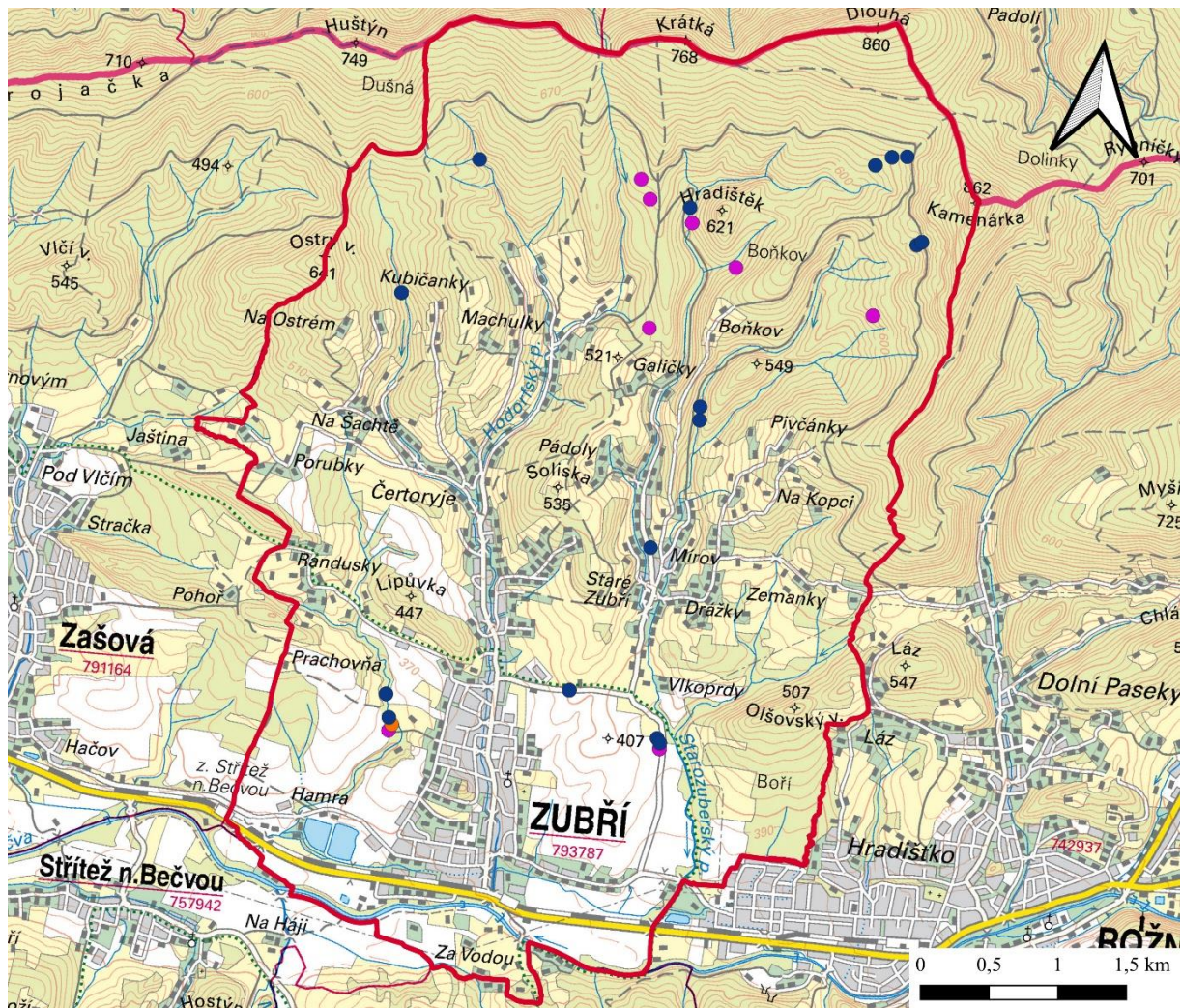
V tab. 7 jsou zaznamenány údaje o denní době monitorování. Je zřejmé, že většina dospělých jedinců byla aktivních ve večerních až nočních hodinách. Počasí na výskyt, zdá se, nemělo vliv. Zajímavostí v rámci prováděného monitoringu bylo zachycení dvou jedinců skokana hnědého při páření dne 9. 4. 2021 v tůnce na ulici Příčná (příloha č. 9).

V rámci prováděného monitoringu jsem zaznamenala i několik nálezů, u kterých se nepodařilo z důvodu nezřetelnosti poznávacích znaků jistě identifikovat, zda se jedná o skokana hnědého či skokana štíhlého. Tato pozorování pak nejsou v práci zahrnuta.

### **Srovnání s údaji z předchozích let**

V NDOP bylo zaznamenáno 6 nálezů skokana hnědého. Jeden ze záznamů byl vytvořen v roce 2021, jeden v roce 2019. Zbylé 4 však pocházejí z let 2002–2005, nelze je tedy považovat za aktuální. V rámci záznamů NDOP byly 3 nálezy lokalizovány v okolí usedlosti Boňkov. Zde vidíme podobnost s mým vlastním pozorováním. Lokality ostatních nálezů se neshodují (AOPK, 2022).





Obr. 20: Mapa výskytu snůšek, pulců a dospělých jedinců skokana hnědého (*Rana temporaria*) na území Zubří v roce 2021. Snůšky jsou označeny fialově, pulci oranžově a dospělí jedinci tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Tab. 7: Nálezy snůšek, pulců a dospělých jedinců skokana hnědého (*Rana temporaria*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

datum	počasí	denní doba	GPS	Poznámka
30.03.2021	slunečno	16:00	49.5013386N, 18.1261839E	5 snůšek
31.03.2021	jasno	17:00	49.4718394N, 18.1086211E	3 snůšky
01.04.2021	zataženo	18:00	49.5063586N, 18.1072581E	1 snůška
01.04.2021	zataženo	18:00	49.5073454N, 18.1069133E	1 adult
09.04.2021	jasno	12:00	49.5036956N, 18.1120297E	9 snůšek
09.04.2021	jasno	12:00	49.5076631N, 18.1028325E	3 snůšky
09.04.2021	jasno	12:00	49.5089206N, 18.1017622E	3 snůšky
09.04.2021	jasno	12:00	49.4992519N, 18.1038839E	10 snůšek
09.04.2021	polojasno	20:00	49.4725089N, 18.1082886E	1 adult
09.04.2021	polojasno	20:00	49.4722193N, 18.1086017E	1 adult
11.04.2021	zataženo	14:00	49.4718986N, 18.0816028E	34 snůšek
12.04.2021	zataženo	21:00	49.5092811N, 18.0853928E	1 adult
06.05.2021	jasno	21:00	49.4718986N, 18.0816028E	desítky pulců
04.06.2021	zataženo	22:00	49.4738511N, 18.0807558E	1 adult
05.06.2021	jasno	22:00	49.4935203N, 18.1097419E	1 adult
05.06.2021	jasno	22:00	49.4944053N, 18.1096775E	1 adult
06.06.2021	polojasno	21:00	49.5111656N, 18.1251086E	1 adult
06.06.2021	polojasno	21:00	49.5117925N, 18.1267019E	1 adult
07.06.2021	zataženo	22:00	49.5001367N, 18.0787517E	1 adult
02.07.2021	zataženo	15:00	49.4723292N, 18.0812517E	1 adult
07.08.2021	polojasno	22:00	49.5119128N, 18.1282200E	1 adult
02.09.2021	jasno	21:00	49.5062019N, 18.1299608E	1 adult
02.09.2021	jasno	21:00	49.5064250N, 18.1304328E	1 adult
17.09.2021	polojasno	20:00	49.4849256N, 18.1059469E	1 adult
18.09.2021	zataženo	23:00	49.4751444N, 18.0990836E	1 adult

## 5.7. Skokan štíhlý (*Rana dalmatina*)

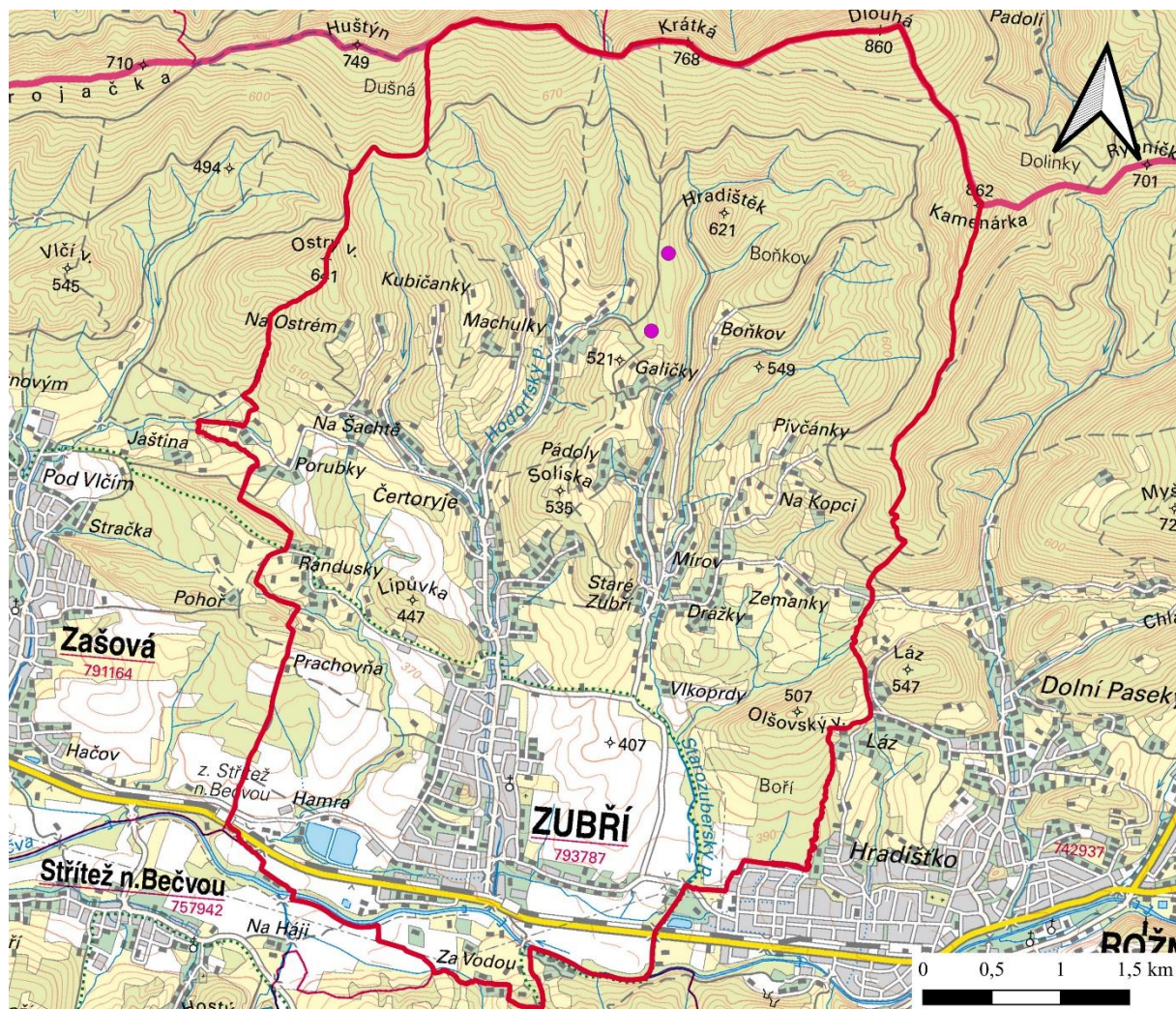
### Vlastní pozorování

V mapě výskytu (obr. 21) lze sledovat nálezy snůšek skokana štíhlého. Jižněji lokalizovaný nález byl zaznamenán 9. 4. 2021 ve vsakovacím objektu podzemních vod (příloha č. 10). Jedná se o lokalitu poblíž usedlosti Galičky. Dvě snůšky, jenž se na této lokalitě podařilo identifikovat, byly umístěny ke stéblům litorálních porostů okraje nádrže. Nález na severněji orientované lokalitě byl zaznamenán 25. 4. 2021 (tab. 8). Místo je vzdálené od civilizace. V blízkosti najdeme krmelec pro lesní zvěř. Snůška snesená kolem cca 30 dlouhé větve ležela v kaluži na lesní cestě.



## Srovnání s údaji z předchozích let

Data v NDOP ukazují, že na území Zubří skokan štíhlý nebyl zaznamenán. Najdeme zde ale nálezy (převážně se jedná o snůšky) v okolních obcích (Zašová, Veřovice). Nejaktuálnější záznam pochází z roku 2010, takže jsou tato data opět poměrně zastaralá (AOPK, 2022).



Obr. 21: Mapa výskytu snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na území Zubří v roce 2021. Snůšky jsou označeny fialově zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Tab. 8: Nálezy snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezu, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezu i poznámku o počtu snůšek.

datum	počasí	denní doba	GPS	poznámka
09.04.2021	slunečno	12:00	49.4992519N, 18.1038839E	2 snůšky
25.04.2021	slunečno	15:00	49.5044025N, 18.1049044E	1 snůška

## **5.8. Zelení skokani (*Pelophylax* sp.)**

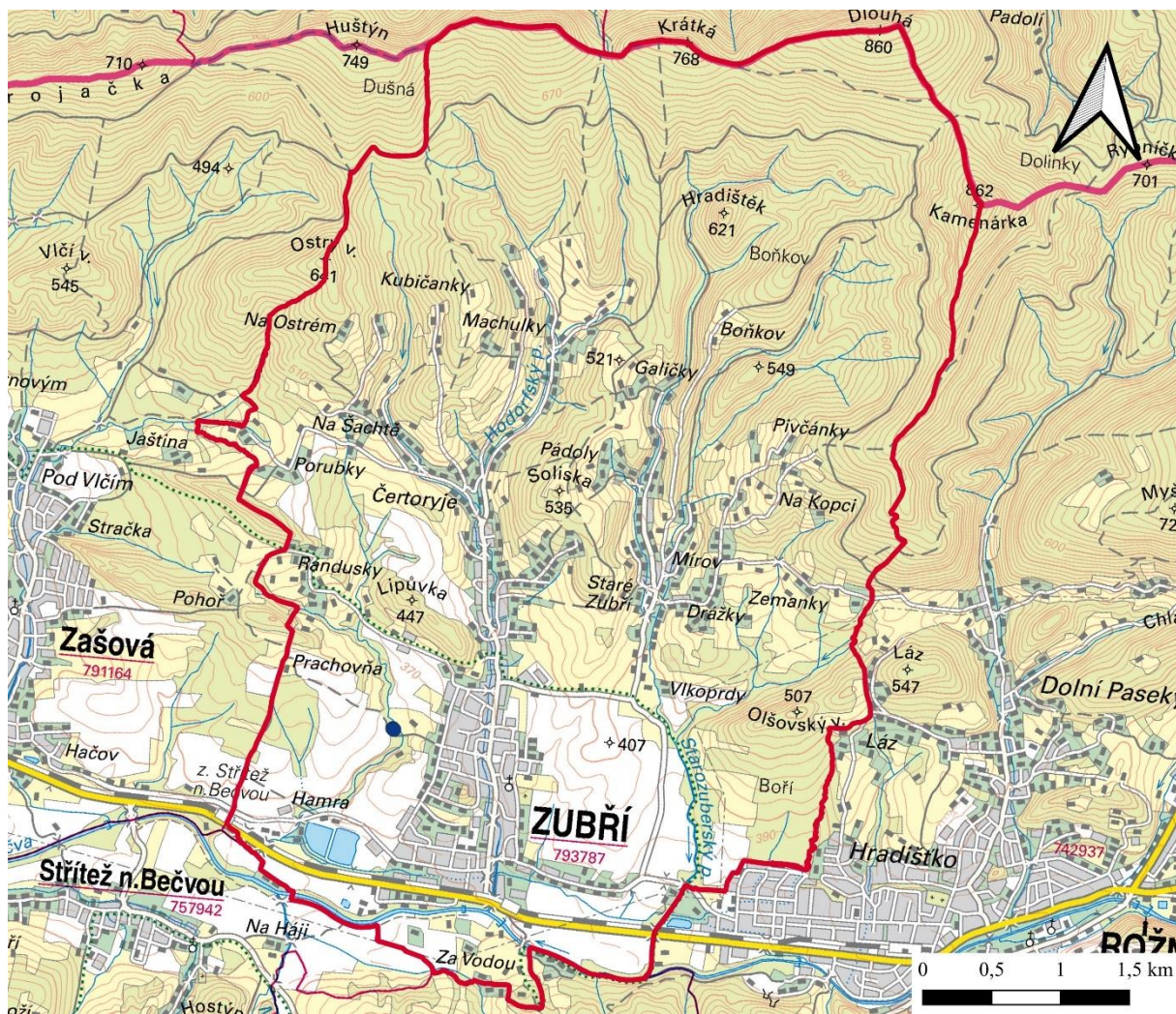
### **Vlastní pozorování**

Jedinci ze skupiny zelených skokanů byli zaznamenáni v kaluži uvnitř motokrosového areálu v lese Březovec (obr. 22, tab. 9). Nelze s přesností určit, o který druh zelených skokanů se jedná. Na vodní hladině bylo spatřeno a zachyceno pouze typické postavení očí, kterým se odlišují od skokanů hnědých.

### **Srovnání s údaji z předchozích let**

V databázi NDOP (AOPK, 2022) bylo v minulých letech zaznamenáno 36 pozorování v rámci kterých se na lokalitě Hamerských rybníků vyskytovali dospělci skokana skřehotavého a skokana zeleného, v jednom případě byly nalezeny larvy. Ve třech případech z 36 nebyl rozlišen konkrétní druh a nález byl označen souhrnně jako komplex skokanů zelených. Početnosti jednotlivých nálezů se liší. V některých případech se jednalo o samotné jedince, v některých dokonce o stovky jedinců. Větší početnost byla zjištěna u skokana skřehotavého. Údaje o výskytu stovky jedinců však pocházejí již z roku 2002. V posledních 10 letech už se jedná pouze o jednotky, výjimečně desítky. Lokalita nálezů z mého pozorování se navíc s údaji v NDOP neshoduje. Les Březovec, kde byli zástupci komplexu zaznamenáni v rámci mého pozorování, je od Hamerských rybníků vzdálen asi 1,5 km.





Obr. 22: Mapa výskytu jedinců zelených skokanů na území Zubří v roce 2021. Jedinci jsou označeni tmavomodře zbarveným kruhem. Hranice Zubří je zvýrazněna červenou linií.

Tab. 9: Nálezy pulců a dospělých jedinců zelených skokanů (*Pelophylax* sp.) na území Zubří v roce 2021. Tabulka uvádí datum a přibližný čas nálezů, počasí, GPS souřadnice pořízené na místě nálezů i poznámku o početnosti a životním stádiu druhu.

datum	počasí	denní doba	GPS	poznámka
02.07.2021	zataženo	15:00	49.4718986N, 18.0816028E	1 adult
02.07.2021	zataženo	15:00	49.4718325N, 18.0817131E	1 adult



## 6. Diskuze

Z charakteristicky fyzicko-geografických poměrů je patrné, že na sledovaném území panují vhodné podmínky pro výskyt obojživelníků. Jde především o hydrologii území, která je charakteristická velkým množstvím studánek, tůňek, potoků stékajících z Veřovických vrchů a pramenišť rozestých na severních svazích obce. Velkou roli hrají též Hamerské rybníky.

Vedle hydrologických poměrů nesmíme opomenout skladbu lesních porostů. V katastru Zubří najdeme převážně listnaté či smíšené lesy, jež vyhovují především mloku skvrnitému, skokanovi štíhlému či skokanovi hnědému (Baruš & Oliva 1992, Moravec 1994, Jeřábková & Zavadil 2020). V současné době zde však probíhá těžba dřeva a následné vysazování nových exemplářů, což může být pro živočichy značně rušivé. Z vlastního pozorování mohu konstatovat, že se nejedná o vysazované smrkové monokultury, ale projevuje se snaha o opětovné zakládání listnatých, případně smíšených porostů, což může mít pro obojživelníky a jejich zmíněné biotopové nároky do budoucna pozitivní význam.

Přítomnost lesnické techniky má však neblahý vliv na populaci mloků, kteří patří k obojživelníkům s pomalým pohybem a jsou tak ohroženi silničním provozem (Moravec 1994, Zavadil *et al.*, 2011). Zjištěná data ukazují, že podzimní období může být pro mloka skvrnitého kritické právě z důvodu intenzity dopravy. Tento druh v posledních letech vymizel z několika lokalit v Čechách (Jeřábková & Zavadil, 2020). Na vině je, vedle automobilové dopravy, především zánik vodních biotopů a vysazování smrkových monokultur (Jeřábková & Zavadil, 2020; Mikátová & Vlašín, 2002; Moravec, 1994), kterému se v Zubří snaží předcházet. Vzhledem k tomu, že je mlok v současné době nejvíce rozšířen právě ve Zlínském kraji (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994), je jeho ochrana tady (viz níže) důležitá také z nadregionálního hlediska.

Výskyt čolka horského a čolka karpatského byl v okolních oblastech popsán v publikaci Příroda Valašska. Přímou o Zubří zde však zmínka není (Pavelka *et al.*, 2001). Tato informace pochází z databáze NDOP (AOPK, 2022). Naproti tomu v této publikaci najdeme záznamy o výskytu čolka velkého a čolka obecného v Zubří (Pavelka *et al.* 2001), což v nálezové databázi uvedeno není. Důvodem této neshody může být chybná determinace druhu, zjištění po vydání knihy či nezanesení dřívějších nálezů do databáze. Společný výskyt čolka horského a čolka karpatského může přitom ovlivňovat morfologii jednotlivých druhů. Čolek karpatský dorůstá větších rozměrů, vyskytuje-li se na společném stanovišti jako čolek horský (Kniha *et al.* 2013). V rámci mého monitoringu se mi čolka karpatského nepodařilo najít. Nemohu tedy tuto skutečnost porovnat.

Musím zde však též poznamenat, že s využitými metodami monitoringu je poměrně obtížné čolky nalézt. Nemohu tedy vyloučit, že se všechny čtyři druhy v této oblasti vyskytují. Monitoring s možností odchytu by proto mohl být, zvláště u této skupiny, zajímavou možností pro budoucí výzkum.

Kuňka žlutobřichá byla zjištěna na jedné lokalitě. Mohla by jich však na sledovaném území využívat více. Zvláště louže, jež vznikly po činnosti lesní techniky, jsou pro tento druh atraktivní (Jeřábková & Zavadil, 2020). Je možné, že díky malé velikosti a nenápadnému zbarvení vrchní části těla ušla částečně pozornosti (příloha č. 11). Na druhou stranu, jde o druh s nápadnými hlasovými projevy, které vydává značnou část dne i jara (Baruš & Oliva, 1992), a větší populace by tak mé pozornosti neunikla. S jistotou však mohu konstatovat, že oblast Zubří má pro šíření kuňky poměrně značný potenciál.

Ropucha obecná byla na sledovaném území zaznamenána v několika různých biotopech. Vyskytla se na lesní cestě (asfaltové i zpevněné), v litorálu Hamerských rybníků a v motokrosovém areálu s množstvím kaluží a výmolů. Zmíněná stanoviště ropucha obývá běžně (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994; Moravec, 2019). Nebyly tak zjištěny žádné výjimky.

Nález zástupců rosničky zelené se opět pojí s Hamerskými rybníky. Rybník s litorální vegetací, obklopený stromovitými porosty je obvyklým biotopem výskytu tohoto druhu. Druh byl akustickým monitoringem objeven ve večerních hodinách, což je také pro tento druh typické (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994; Moravec, 2019). I zde tedy pozorování odpovídá očekávanému biotopu a vzorci chování.

Dále se zdá, že skokan štíhlý v současné době rozšiřuje svůj areál. Při srovnání atlasů rozšíření (Jeřábková & Zavadil, 2020; Moravec, 1994) je zřetelné, že v nové verzi tento druh obsadil velké množství nových lokalit. Konkrétně se jedná o 208 obsazených polí více. Tato skutečnost může být dána důkladnějším monitoringem v posledních letech (Jeřábková & Zavadil 2020). Druhou možností pak jsou jeho vlastnosti vhodné pro rychlé šíření. Jeřábková & Zavadil (2020) a Mikátová & Vlašín (2002) ve svých publikacích uvádějí, že rychlost, kterou se skokan štíhlý pohybuje by mohla být důvodem rozšiřování jeho areálu, protože je schopen rychleji uniknout automobilové dopravě v období tahu. Hartel *et al.* (2009) však ve své studii zmiňují, že rychlost pohybu tohoto skokana není rozhodující. Silnice totiž sálají teplo, díky němuž skokan štíhlý často vyčkává uprostřed dané komunikace. Byla u něj tedy zaznamenána vyšší úmrtnost než v případě ropuchy obecné, která se sice pohybuje pomalu, za to konstantně. Zároveň může hrát roli i obsazování lokalit po skokanech ostrnosých

(*Rana arvalis*) a hnědých. Oba druhy jsou totiž nyní na ústupu jak v rámci početnosti, tak rozšíření (Jeřábková & Zavadil, 2020). Přesto je druhý jmenovaný v Zubří stále poměrně hojný, což může být způsobeno příhodným vodním režimem v krajině, který je zajištěn potoky a množstvím stojatých vodních ploch nejrůznějšího typu, jako je zmíněno v kapitole o fyzicko-geografických podmínkách.

Starší atlasy výskytu ukazují, že druhy spadající do komplexu zelených skokanů nebyly zdaleka tak rozšířeny, jako je tomu dnes. To je ale pravděpodobně dáno nedostatečným průzkumem hlavně moravských lokalit (Moravec, 1994). Známy výskyt v rámci republiky uvádí, že areál skokana krátkonohého nezasahuje na naše monitorované území. S touto skutečností se shodují i data v NDOP. V rámci mého monitorování je tedy pravděpodobné, že jedinci, které jsem našla, přísluší buď ke skokanu skřehotavému nebo skokanu zelenému. Také tuto situaci by mohl vyřešit budoucí monitoring s použitím odchytů.

## 6.1. Ochrana druhů a lokalit

Pro zachování populací mloka skvrnitého je stěžejním složením lesních porostů, ve kterých se mlok vyskytuje. Žádoucí je také udržování lesních pramenišť a studánek (Mikátová & Vlašín, 2002). Z vlastního pozorování mohu konstatovat, že studánky v Zubří jsou udržovány a chráněny především stříškami před nadměrným opadem listů. Velkým problémem tak zůstává doprava, která je sice v oblasti jeho výskytu omezena pouze pro vozidla s povolením vjezdu, i tak ale způsobuje velké ztráty. Možným řešením je její větší omezení v době mločí migrace.

Ochrana čolka horského, kuňky žlutobřiché, skokana hnědého spočívá především v udržování stávajících biotopů a zakládání malých vodních ploch, které mohou nahradit mizející kaluže z lesních cest či lesní tůně. Kuňce stačí drobná kaluž vybudovaná vedle zpevněné cesty. V severovýchodní části obce bylo v posledních letech vybudováno několik vodních rezervoárů. V jejich bezprostředním okolí se mi podařilo najít dospělé skokana hnědého a ropuchy obecné a také snůšky skokana štíhlého, pro kuňku žlutobřichou mohou mít tyto objekty velké rozměry (Mikátová & Vlašín, 2002). Žádoucí je proto udržovat existující menší vodní plochy a případně i přistoupit k tvorbě nových. Ideální je tuto činnost provádět zejména v blízkosti již zjištěné oblasti výskytu.

Ochrana ropuchy obecné se zaměřuje především na období tahu. Může se jednat o dopravní značení, dočasné zábrany či trvalé migrační objekty (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007). V jihovýchodní části Zubří na ulici Příčná byl vybudován podchod pro obojživelníky. Nepodařilo se mi nalézt informaci o efektivitě využívání tohoto migračního

objektu. Obecně se však jedná o účinnou formu ochrany (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007). Nutno dále podotknout, že v oblasti Hamerských rybníků, kde bylo zaznamenáno několik migrujících jedinců, nenajdeme žádné dopravní značení, které by řidiče upozornilo na možnou přítomnost živočichů na vozovce. Lokalita přitom k tomuto úkonu dle mého názoru přímo vybízí a je žádoucí o tomto umístění jednat s orgánem ochrany přírody.

Celkově je pro ochranu obojživelníků také důležité vzbudit zájem široké veřejnosti. Zapojení dobrovolníků může hrát stěžejní roli při monitoringu tahů, ochraně migračních cest, úpravě neprůchozích bariér (např. nádrže s vysokými betonovými stěnami, jež obojživelníci nemohou opustit) a udržování lesních studánek či jiných objektů (Mikátová & Vlašín, 2002; Vojar, 2007, Zwach 2013). Proto je žádoucí věnovat zvýšenou pozornost výuce obojživelníků na místních školách (viz výše) a pořádání různých akcí (např. vycházky, úklid lokalit, čištění studánek) pro širokou veřejnost.

## 7. Závěr

V rámci teoretické části práce jsem získala přehled o metodách, které se při sledování obojživelníků používají a mohla tak určit, která z nich bude pro splnění vytyčených cílů dostačující. Rešeršní práce zaměřená na rozšíření, ekologii a biologii druhů tak pomohla při hledání snůšek, larev i dospělců daných druhů.

Hlavním cílem pro zpracování praktické části práce bylo zjistit, které druhy obojživelníků se na sledovaném území vyskytují a srovnat tyto informace s daty z předchozích let. Podařilo se mi nalézt 7 druhů obojživelníků a dva jedince zařazené do skupiny komplexu zelených skokanů. Přímo v Zubří se dle dřívějších údajů vyskytoval mlok skvrnitý, čolek obecný, čolek velký, kuňka žlutobřichá, ropucha obecná, skokan hnědý, skokan zelený a skokan skřehotavý. V okolních obcích poté dále čolek horský, čolek karpatský, rosnička zelená a skokan štíhlý. Nové údaje pro Zubří tedy na základě mého sledování plynou pro čolka horského, rosničku zelenou a skokana štíhlého. Nepodařilo se mi naopak zaznamenat výskyt dříve udávaného čolka obecného, čolka velkého a čolka karpatského.

Mezi plošně rozšířené druhy v Zubří lze zařadit skokana hnědého a ropuchu obecnou. Ti byli nalézáni opakovaně na různých lokalitách. Výskyt mloka skvrnitého byl sice také potvrzen na více lokalitách, všechny nálezy ale pocházejí pouze ze severovýchodní části území, kde je tento druh hojný. Mezi vzácnější druhy pak lze zařadit skokana štíhlého s výskytem na dvou lokalitách. Čolek horský, kuňka žlutobřichá, rosnička zelená a „zelení skokani“ pak byli zaznamenáni pouze na jedné lokalitě.

Ochrana jednotlivých druhů v Zubří může být zlepšena dopravním značením v oblasti Hamerských rybníků v době jarního tahu, omezením dopravy na lesních komunikacích v období tahu mloků a zvýšením zájmu veřejnosti o péči o přírodu.

Celkově tato práce přináší cenné údaje k poznání batrachofauny města Zubří a užitečné návrhy k zachování a podpoře populací všech zjištěných druhů. V následujících letech by bylo vhodné tento monitoring zopakovat s využitím metod, jež jsou vhodné pro lepší výzkum ocasatých obojživelníků. Dobrý by v tomto případě mohl být například odchyt do sítí.

## 8. Použitá literatura

ADAMS, M. J., BURY, R.B., SWARTS, S. A. 1998. Amphibians of the Fort Lewis Military Reservation, Washington: Sampling Techniques and Community Patterns. *Northwestern Naturalist*, 79 (1): 12–18.

BARUŠ, V., OLIVA, O. 1992. Fauna ČSFR. Obojživelníci. *Academia, Praha*. 340 s. ISBN 80-200-0433-5.

BEEBEE T. J. C., GRIFFITHS, R. A. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, 125: 271-285.

BEEBEE, T. J. C. 2013. Amphibians and reptiles. *Pelagic Publishing, Londýn*. 170 s. ISBN 978-1-907807-45-9.

BOUHLLESEN, M., VAIRA, M., BARQUEZ, R. M., AKMENTINS, M. S. 2021. Evaluating the efficacy of visual encounter and automated acoustic survey methods in anuran assemblages of the Yungas Andean forests of Argentina. *Ecological Indicators*, 127: 107750.

CARTER, J., JOHNSON, D., BOUNDY, J., VERMILLION, W. 2021. The Louisiana Amphibian Monitoring Program from 1997 to 2017: Results, analyses, and lessons learned. *PLoS ONE*. 16 (9): e0257869.

ĆIROVIĆ, R., RADOVIĆ, D., VUKOV, T. D. 2008. Breeding site traits of European newts (*Tritus macedonicus*, *Lissotriton vulgaris* and *Mesotriton alpestris*: Salamandridae) in the Montenegrin karst region. *Archives of Biological Sciences Belgrade*, 60 (3): 459-468.

CLARK, D. R. Jr. 1971. Branding as a Marking Technique for Amphibians and Reptiles. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists (ASIH)*, 1: 148-151.

COGALNICEANU, D., BANCIALA, R., PLAIASU, R., SAMOILA, C., HARTEL, T. 2012. Aquatic habitat use by amphibians with specific reference to *Rana temporaria* at high

elevations (Retezat Mountains National Park, Romania). *International Journal of Limnology*, 48 (4): 355-362.

COLLINS, J. P. 2010. Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. *Diseases of aquatic organisms*, 92: 93-99.

DOLEŽÁLKOVÁ-KAŠTÁNKOVÁ, M., PRUVOST, N. B. M., PLÖTNER, J., REYER, H. U., JANKO, K., CHOLEVA, L. 2018. All-male hybrids of a tetrapod *Pelophylax esculentus* share its origin and genetics of maintenance. *Biology of sex differences*, 9 (13).

DODD, C. K. 2009. Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques (Techniques in Ecology & Conservation). *Oxford University Press, Oxford*. 556 s. ISBN 978-0-19-954119-5.

DUFRESNES, Ch. 2019. Amphibians of Europe, North Africa and the Middle East. A Photographic Guide. *Bloomsbury Wildlife, London*. 224 s. ISBN 978-147-294-1374.

DUŠEK, J. 2006. Sledování stavu biotopů a druhů z hlediska ochrany přírody. *Ochrana přírody*, 61 (6): 187-188.

FISCHER, D. 2009. Metodika provádění batrachologického průzkumu v EVL a MZCHÚ. In: JANÁČKOVÁ, H. (ed.). Metodiky inventarizačních průzkumů MZCHÚ. *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha*. 68 s.

FOGARTY, J. H., JARROD, H., JONES, J. C. 2003. Pitfall trap versus area searches for herpetofauna research. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, 57: 268-279.

FUNK, Ch. W., DONNELLY, M. A., LIPS, K. R. 2005. Alternative views of amphibian toe-clipping. *Nature*, 433: 193.

GVOŽDÍK, L. 2018: Just what is the thermal niche? *Oikos* 127: 1701–1710.

HAMMOND, T. T., CURTIS, M. J., JACOBS, L. E., TOBLER, M. W., SWAISGOOD, R. R., SHIER, D. M. 2020. Behavior and detection method influence detection probability of a translocated, endangered amphibian. *Animal Conservation*, 24: 401-411.

HARTEL T., MOGA, C. I., ÖLLERER, K., PUKY, M. 2009. Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. *North-Western Journal of Zoology*. 5 (1): 130-141.

HEYER, R., DONNELLY, M. A., FOSTER, M., MCDIARMID, R., HAYEK, L. A. C., FOSTER, M. S. 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standart Methods for Amphibians. *Smithsonian Institution, Washington D. C.* 384 s. ISBN 978-1-58834-437-3.

HIBY, L., KRISHNA, M. B. 2001. Line transect sampling from a curving path. *Biometrics*, 57: 727-731.

HRABĚ, S., OPATRŇY, E., OLIVA, O. 1973. Klíč našich ryb, obojživelníků a plazů. *SPN – Státní pedagogické nakladatelství, Praha*. 346 s. ISBN 36-0-77.

HRNČIAROVÁ, T., MACKOVČIN, P., ZVARA, I., *et al.* 2009. Atlas krajiny České republiky. *Ministerstvo životního prostředí ČR, Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví*. 322 s. ISBN 978-80-85116-59-5.

JEŘÁBKOVÁ, L., BOUKAL, D. 2011. Živolovné pasti. Účinná metoda průzkumu čolků a vodních brouků. *Ochrana přírody*, 5: 23-25.

JEŘÁBKOVÁ, L., ZAVADIL, V. 2020. Atlas rozšíření obojživelníků České republiky. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha*. 107 s. ISBN 978-80-7620-041-8.

KNIHA, D., JANIGA, M., STRAŠKO, B. 2013. Ecomorphology of *Lissotriton montandoni* from the Eastern and Western Carpathians. *Oecologia Montana*, 22 (2): 1-4.



LE LAY, G., ANGELONE, S., HOLDEREGGER, R., FLORY, Ch., BOLLIGER, J. 2015. Increasing Pond Density to Maintain a Patchy Habitat Network of the European Treefrog (*Hyla arborea*). *Journal of Herpetology*, 49 (2): 217-221.

MANENTI, R., FICETOLA, G. F., DE BERNARDI, F. 2009. Water, stream morphology and landscape: complex habitat determinants for the fire salamander *Salamandra salamandra*. *Amphibia-Reptilia*, 30 (1): 7-15.

MAŠTĚRA, J., ZAVADIL, V., DVOŘÁK, J. 2015. Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky. *Academia, Praha*. 179 s. ISBN 978-80-200-2399-5.

MIKÁTOVÁ, B., VLAŠÍN, M. 2002. Ochrana obojživelníků. Metodika Českého svazu ochránců přírody č. 1. *Český svaz ochránců přírody, Brno*. 137 s. ISBN 80-902203-9-8.

MORAVEC, J. (ed.). 1994. Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. *Národní muzeum, Praha*. 137 s.

MORAVEC, J. 2019. Obojživelníci a plazi České republiky. *Academia, Praha*. 461 s. ISBN 978-80-200-2984-3.

MOREIRA SUGAI, L. S., FREIRE SILVA, T. S., WAGNER RIBEIRO, J. Jr., LLUSIA, D. 2019. Terrestrial passive acoustic monitoring: Review and perspectives. *Bioscience*, 69 (1): 15-25.

NATCHEV, N., TZANKOV, N., GEMEL, R. 2011. Green frog invasion in the Black Sea: habitat ecology of the *Pelophylax esculentus* complex (Anura, Amphibia) population in the region of Shablenska Tuzla lagoon in Bulgaria. *Herpetology Notes*, 4: 347-351.

NATCHEV, N., ILIEVA, V., KOYNOVA, T., TZANKOV, N. 2016. Data from a five year monitoring on Green frogs (*Pelophylax esculentus* complex) at the Black sea coast of north Bulgaria. *Biharean Biologist*, 10 (2): 109-112.

NAUMOV, B.Y., POPGEORGIEV, G. S., KORNILEV, Y. V., PLACHIYSKI, D. G., STOJANOV, A. J., TZANKOV, N. D. 2020. Distribution and Ecology of the Alpine Newt *Ichthyosaura alpestris* (Laurenti, 1768) (Amphibia: Salamandridae) in Bulgaria. *Acta zoologica bulgarica*, 72 (1): 83-102.

OBRIST, M. K., PAVAN, G., SUEUR, J., RIEDE, K., LLUSIA, D., MÁRQUEZ, R. 2010. Bioacoustics approaches in biodiversity inventories.

PAVELKA, J., TREZNER, J. (eds.). 2001. Příroda Valašska. Český svaz ochránců přírody, ZO 76/06 Orchidea, Vsetín. 504 s. ISBN 80-238-7892-1.

PÉREZ-GRENADOS, C., SCHUMANN, K. L, RAMONI-PERAZZI, P., MARQUES, M. I. 2019. Calling behaviour of *ELachistocleis matogrosso* (Anura, Microhylidae) is associated with habitat temperature and rainfall. *Bioacoustics*, 29 (6): 670-683.

PIMM, S. L, ALIBHAI, S., BERGL, R., DEHGAN, A., GIRI, C. H., JEWELL, Z., JOPPA, L., KAYS, R., LOAIRE, S. 2015. Emerging technologies to conserve biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 30 (11): 685-696.

POMEZANSKI, D. 2021. How many years of acoustic monitoring are needed to accommodate for anuran species turnover and detection? *Environ Monit Assess*, 193 (553).

QUITT, E. 1971. Klimatické oblasti Československa. *Academia, Praha*.

RÖDEL, M., ERNST, R. 2004. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica*, 10 (1): 1-14.

SILLERO, N., CAMPOS, J., BONARDI, A., CORTI, C., CREEMERS, R., CROCHET, P. A., ISAILOVIC, J. C., DENOËL, M., FICETOLA, G. F., GONCALVES, J., KUZMIN, S., LYMBERAKIS, P., DE POUS, P., RODRÍGUEZZ, A., SINDACO, R., SPEYBROECK, J.,

TOXOPEUS, B., VIEITES, D. R., VENCES, M. 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35: 1-13.

SPEYBROECK, J., BEUKEMA, W., BOK, B., DER VOORT van J. 2016. Field guide to the Amphibians & Reptiles of Britain and Europe. *Bloomsbury, Londýn*. 432 s. ISBN 978-1408154595.

STRAKOVÁ, H. 2012. Hybridní zóna kuněk *Bombina bombina* a *B. variegata* v jižních Čechách. Diplomová práce. *Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice*.

ULLOA, J. S., AUBIN, T., LLUSIA, D., COURTOIS, É. A, FOUQUET, A., GAUCHER, P., PAVOINE, S., SUEUR, J. 2019. Explosive breeding in tropical anurans: environmental triggers, community composition and acoustic structure. *BMC Ecol*, 19: 28.

VAIRA, M., AKMENTINS, M. S., LAVILLA, E. O. 2018. Plan de Accion' para la Conservacion' de los Anfíbios de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 32 (3): 7-8.

VLAŠÍN, M. 2007. Klíč k určování obojživelníků a plazů. *Rezekvítek, Brno*. 39 s. ISBN 978-80-86626-18-5.

VLČEK, J. 2016. Využití satelitní telemetrie při ochraně chřástala polního. *Ochrana přírody*. 1: 26-29.

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*. 155 s. ISBN 978-80-254-0811-7.

WIELSTRA, B., CANESTRELLI, D., CVIJANOVIC, M., DENOËL, M., FIJARCZYK, A., JABLONSKI, D., LIANA, M., NAUMOV, B., OLGUN, K., PABIJAN, M., PEZZAROSSA, A., POPGEORGIEV, G., SALVI, D., SI, Y., SILLERO, N., SOTIROPOULOS, K.,

ZIELINSKI, P., BABIK, W. 2018. The distributions of the six species constituting the smooth newtspecies complex (*Lissotriton vulgaris* sensu lato and *L. montandoni*) – an addition to the New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 39 (2): 252-259.

WILLACY, R. J., MAHONY, M., NEWELL, D. A. 2015. If a frog calls in the forest: Bioacoustic monitoring reveals the breeding phenology of the endangered Richmond Range mountain frog (*Philoria richmondensis*). *Austral Ecol*, 40 (6): 625-633.

ZAVADIL, V., SÁDLO, J., VOJAR, J. 2011. Biotopy našich obojživelníků a jejich management. – Metodika AOPK ČR. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha*. 176 s. ISBN 978-80-87457-18-4.

ZWACH, I. 1990. Naši obojživelníci a plazi ve fotografii. *Státní zemědělské nakladatelství, Praha*. 144 s. ISBN 80-209-0053-5.

ZWACH, I. 2013. Obojživelníci a plazi České republiky. *Grada Publishing, Praha*. 496 s. ISBN 978-80-247-2509-3.

## 8.1. Elektronické zdroje

AMPHIBIAWEB, 2022 [online]. Amphibian Species By the Numbers. [cit. 2022-04-11]. Dostupné z: <https://amphibiaweb.org/amphibian/speciesnums.html>.

AOPK, 2022 [online]. Národní databáze ochrany přírody. [cit. 2022-03-22]. Dostupné z: <https://portal.nature.cz/nd/>.

ELEKTRONICKÝ DIGITÁLNÍ POVODŇOVÝ PORTÁL, 2022 [online]. Povodňový plán města Zubří. Hydrologické údaje. [cit. 2022-04-11]. Dostupné z: [https://www.edpp.cz/zub\\_hydrologicke-udaje/](https://www.edpp.cz/zub_hydrologicke-udaje/).

US Geological survey. 2016 [online]. North American Amphibian Monitoring Program. [cit. 2022-04-14]. Dostupné z: <https://www.usgs.gov/centers/eesc/science/north-american-amphibian-monitoring-program>.

# Přílohy

## Seznam příloh:

Příloha č. 1: Mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*) opouštějící ve večerních hodinách svůj úkryt mezi balvany pod studánkou Lednička (fotografie pořízena 22. 4. 2021).

Příloha č. 2: Stanoviště nálezu čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*). Jedná se o průtočnou lesní tůňku, ze které zároveň pramení potok Olšovec (fotografie pořízena 29. 3. 2021).

Příloha č. 3: Samec čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) nalezený v průtočné tůňce, z níž pramení potok Olšovec (fotografie pořízena 9. 5. 2021).

Příloha č. 4: Samice čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) nalezená v průtočné tůňce, z níž pramení potok Olšovec (fotografie pořízena 9. 5. 2021).

Příloha č. 5: Ropucha obecná (*Bufo bufo*) na asfaltové komunikaci pod Boňkovem využívané především těžaři dřeva (fotografie pořízena 5. 6. 2021).

Příloha č. 6: Ropucha obecná (*Bufo bufo*) na lesní pěšině v motokrosovém areálu v lese Březovec (fotografie pořízena 4. 6. 2021).

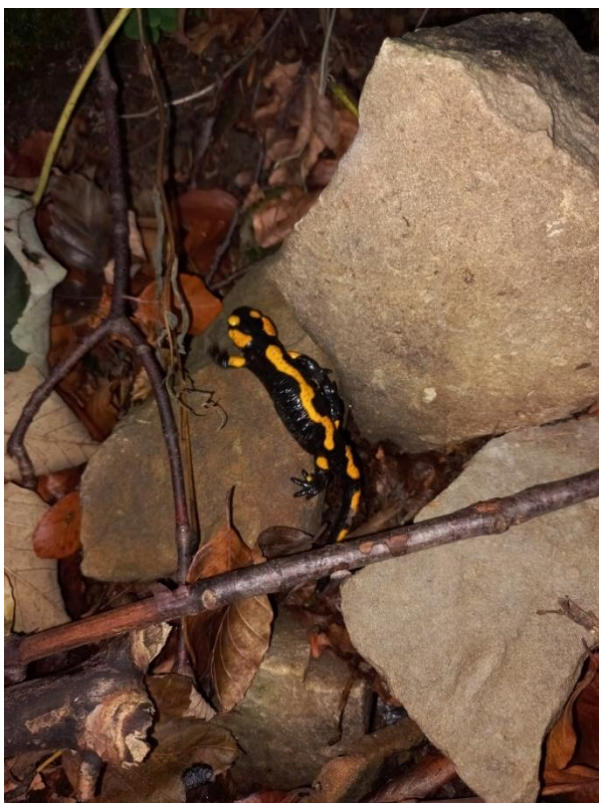
Příloha č. 7: Vytipované stanoviště pro naklazení snůšek obojživelníků na lokalitě u posedu pod Strategickou (fotografie pořízena 15. 3. 2021).

Příloha č. 8: Snůšky skokana hnědého (*Rana temporaria*) z vytipované lokality u posedu pod Strategickou (fotografie pořízena 30. 3. 2021).

Příloha č. 9: Axilární amplexus skokana hnědého (*Rana temporaria*) z lokality tůňky na Příčné (fotografie pořízena 9. 4. 2021).

Příloha č. 10.: Vsakovací objekt podzemních vod s nálezy snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). Rezervoár slouží k usměrňování a nasakování vody v rámci lesních cest (fotografie pořízena 9. 4. 2021).

Příloha č. 11: Dva jedinci kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) v kaluži na lesní cestě v Rozlehrachově (fotografie pořízena 1. 7. 2021).



Příloha č. 1: Mlok skvrnitý (*Salamandra atra*) opouštějící ve večerních hodinách svůj úkryt mezi balvany pod studánkou Lednička (fotografie pořízena 22. 4. 2021).



Příloha č. 2: Stanoviště nálezu čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*). Jedná se o průtočnou lesní tůňku, ze které zároveň pramení potok Olšovec (fotografie pořízena 29. 3. 2021).



Příloha č. 3: Samec čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) nalezený v průtočné tůňce, z níž pramení potok Olšovec (fotografie pořízena 9. 5. 2021).



Příloha č. 4: Samice čolka horského (*Ichtyosaura alpestris*) nalezená v průtočné tůňce, z níž pramení potok Olšovec (fotografie pořízena 9. 5. 2021).





Příloha č. 5: Ropucha obecná (*Bufo bufo*) na asfaltové komunikaci pod Boňkovem využívané především těžaři dřeva (fotografie pořízena 5. 6. 2021).



Příloha č. 6: Ropucha obecná (*Bufo bufo*) na lesní pěšině v motokrosovém areálu v lese Březovec (fotografie pořízena 4. 6. 2021).



Příloha č. 7: Vytipované stanoviště pro naklazení snůšek obojživelníků na lokalitě u posedu v Kamenárkách (fotografie pořízena 15. 3. 2021).



Příloha č. 8: Snůšky skokana hnědého (*Rana temporaria*) z vytipované lokality u posedu v Kamenárkách (fotografie pořízena 30. 3. 2021).





Příloha č. 9: Axilární amplexus skokana hnědého (*Rana temporaria*) z lokality tůňky na ulici Příčná (fotografie pořízena 9. 4. 2021).



Příloha č. 10: Vsakovací objekt podzemních vod s nálezy snůšek skokana štíhlého (*Rana dalmatina*). Rezervoár slouží k usměrňování a nasakování vody v rámci lesních cest (fotografie pořízena 9. 4. 2021).



Příloha č. 11: Dva jedinci kuňky žlutobřiché (*Bombina variegata*) v kaluži na lesní cestě v Rozlehrachově (fotografie pořízena 1. 7.2021).