

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

**Habitatový model čolka horského a obecného jako indikátor
efektivnosti dotačních titulů pro vznik nových vodních těles**

Diplomová práce

Bc. Eva Kadlčková

Školitel: RNDr. Martin Hais, Ph.D.

Konzultanti: Mgr. Jaromír Maštera

Mgr. Tomáš Bodnár

České Budějovice 2017

Kadlčková, E. 2017: Habitatový model čolka horského a obecného jako indikátor efektivity dotačních titulů pro vznik nových vodních těles [A habitat model of alpine and smooth newt as an indicator of the effectivity of subsidies provided to construct new water works. Mgr Thesis in Czech.] – 67 p. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation: This master thesis deals with the potential of GIS to provide a sophisticated model of newt occurrence that would allow an evaluation of appropriateness of state driven subsidies granted to build new water tanks. The main purpose was especially to show what parameters that determine presence of newts should be further implemented into the founding documentation of environmental projects aimed to support amphibian populations.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené formě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem odhalování plagiátů.

České Budějovice, duben 2017

Bc. Eva Kadlčková

Poděkování

Nejprve bych chtěla poděkovat svému školiteli Martinovi za trpělivý a přátelský přístup v průběhu celého studia, za vedení práce a její připomínkování a také za pomoc v terénu. Dále bych ráda poděkovala za čas Tomáši Bodnárovi a Mírovi Mašterovi, kteří mi trpělivě vyšli vstříc a rozvíjeli myšlenku celé práce. Rovněž děkuji za konzultace Zuzaně Mičánové, Peťovi Blažkovi. Mé díky patří Vojtovi Kolářovi za zapůjčení živochytných pastí a poskytnutí dat. Na tomto místě taky děkuji AOPK ČR, která mi rovněž zapůjčila pasti a poskytla nálezová data. S terénními odběry mi dále pomáhali a za jejich pomoc děkuji Tomášovi a Vítkovi.

V neposlední řadě bych chtěla poděkovat svým rodičům kteří mě vytrvale podporovali během celého studia, za pomoc při zpracování dat děkuji Františkovi a Václavu Kadlčkovi, za jazykovou korekturu Evě Kadlčkové st.

Na tomto místě bych ráda poděkovala především Vítkovi a přátelům, kteří mi pomohli s finálními úpravami, kteří za mnou stáli a pomohli mi práci dokončit.

„Opravdovým zdrojem poznání je omyl.“

– Karel Čapek

OBSAH

1	ÚVOD	1
2	LITERÁRNÍ REŠERŠE	2
2.1	Habitatové modelování	2
2.1.1	Habitatové modelování jako pojem v ekologii.....	2
2.1.2	Přístupy k SDM	3
2.1.3	Data vstupující do SDM	4
2.1.4	Vytváření SDM	5
2.2	Ekologické nároky čolků	7
2.2.1	Životní cyklus čolka horského a obecného.....	7
2.2.2	Habitatové nároky.....	11
2.3	Příčiny ohrožení obojživelníků	15
2.3.1	Změny v krajině indikující úbytek habitatů.....	15
2.3.2	Poškozování a úbytek biotopů.....	17
2.4	Způsob ochrany obojživelníků.....	20
2.4.1	Praktická ochrana obojživelníků	20
2.4.2	Financování ochrany obojživelníků.....	21
3	CÍLE A HYPOTÉZY	23
3.1	Cíle:.....	23
3.2	Hypotézy:.....	23
4	MATERIÁL A METODY	23
4.1	Charakteristika studovaného území	23
4.2	Data	26

4.2.1	Data z databáze AOPK.....	27
4.2.2	Data z Terénního průzkumu	27
4.2.3	Náležitosti žádostí o dotace v OP ŽP	30
4.2.4	Analýza dat.....	31
4.2.5	Zpracování dat	36
5	VÝSLEDKY	40
5.1	Výsledky verifikace	40
5.2	Porovnání modelů vytvořených z databáze AOPK:	40
5.3	Porovnání modelů z dat terénních průzkumů	41
5.4	Porovnání modelů mezi sebou	41
5.5	Výsledky porovnání modelů a metodik pro poskytování dotací v rámci OP ŽP	47
6	DISKUZE.....	49
6.1	Porovnání modelů z nálezových dat a terénních odběrů	49
6.2	Vliv jednotlivých proměnných	49
6.3	Srovnání habitatových nároků obou druhů	52
6.4	Doporučení pro zlepšení metodiky a vlastních terénních průzkumů.....	52
6.5	Navržené změny v hodnocení vstupních kritérií pro poskytování dotací:.....	54
7.	ZÁVĚR.....	57
8.	SEZNAM CITACÍ.....	58
9.	PŘÍLOHY	64

1 ÚVOD

Narušování krajinné struktury a habitatů druhů probíhá často velmi rychle, proto je poznání nároků bioty a vlastností prostředí důležité pro jejich účelnou ochranu. Řešení nabízejí matematické modely, které dokáží pracovat s velkým objemem dat a kombinovat je mezi sebou v prostoru. Čolek horský a čolek obecný představují druhy, které jsou rozšířené na celém území ČR a mírně se liší ve svých ekologických nárocích. Čolci, jako řada dalších obojživelníků, jsou citliví vůči degradaci biotopů, proto představují bioindikátor, který odráží kvalitu životního prostředí. Vývojový cyklus čolků zahrnuje terestrické i akvatické prostředí a svými nároky reprezentují také nároky jiných druhů. Předpokládáme, že výsledné habitatové modely budou odrážet rozdíly v biotopových nárocích obou sledovaných druhů. Část dat, která v této práci vstupuje do habitatových modelů, vychází z nálezů sledovaných druhů čolků ve vodních tělesech, které vznikly z dotací v rámci *Operačního programu Životního prostředí pro vodu, vzduch a přírodu – osa 6.4 – optimalizace vodního režimu krajiny pro období 2007 – 2013*. Udělení dotace na vytvoření nových vodních ploch či obnovu těch stávajících je spojeno s bodováním žádosti podle Závazných kritérií v bodovém formuláři. Cílem této práce bylo vytvořit habitatový model čolka horského a čolka obecného a výsledky těchto modelů porovnat se vstupními kritérii pro poskytnutí dotací OP ŽP, případně navrhnout doplnění stávající metodiky s cílem podpořit tyto sledované druhy.

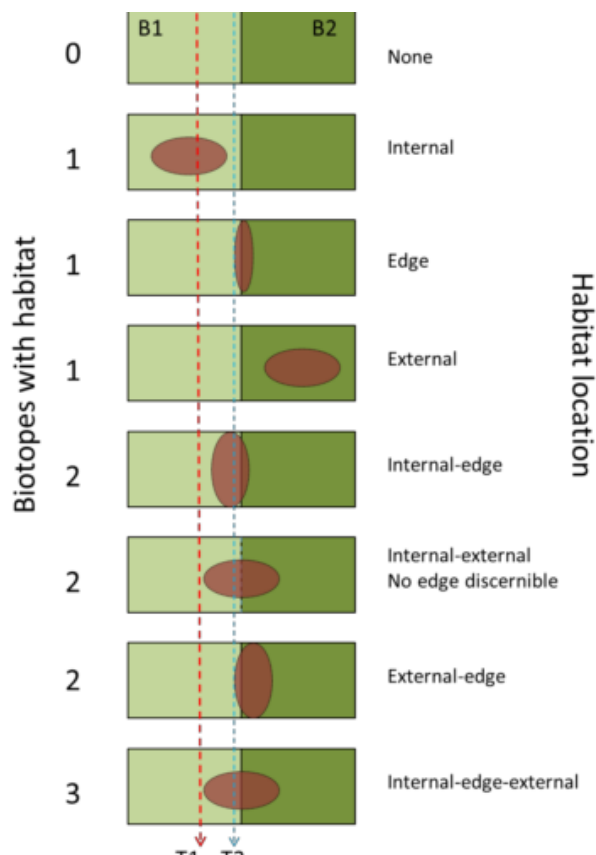
2 LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Habitatové modelování

2.1.1 Habitatové modelování jako pojem v ekologii

Habitatové modelování, označované také termínem SDM (Spatial distribution model), je numerický nástroj, který se pokouší popsat rozšíření druhů pomocí identifikovaných vztahů mezi druhovým výskytem a environmentálními proměnnými v zájmové oblasti (Raes & Steege, 2007). Existuje řada definic, které odpovídají dnes už široké paletě použití tohoto nástroje (Guisan & Thuiller, 2005). Příkladem využití SDM může být ochrana přírody, kde habitatové modelování představuje mocný nástroj, který se uplatňuje i v otázkách týkajících se správy veřejných i soukromých pozemků (Wintle, Elith, & Potts, 2005). SDM slouží také k rozlišování kvality habitatů v širokém měřítku a v kombinaci s dalšími zdroji informací, jako je populační dynamika nebo klimatické podmínky, detekují kriticky ohrožené habitaty (Guisan & Tingley, 2013).

Modelování habitatů a jejich správná interpretace a implementace zahrnuje korektní používání termínu habitat. Tento termín lze přeložit jako stanoviště (Kovář, 2012), ale jeho význam v literatuře je široce užívaný a ne zcela sjednocený. Ačkoli řada autorů používá pojem habitat jako synonymum biotopu, mezi biotopem a habitatem existuje několik zásadních rozdílů. Zatímco biotop je určité konkrétní místo, které obývá biota (Mihulka & Storch, 2000), habitat obývá pouze konkrétní druh (Udvardy, 1959). Biotopy v sobě často obsahují habitaty odlišných druhů, ale habitat nějakého druhu se může nacházet na rozhraní několika biotopů (Obr.1). V důsledku nepřesného používání termínů mohou vznikat v ochraně přírody zásadní chyby: 1) Dochází k nadhodnocení podmínek a zdrojů, které habitat poskytuje populaci daného druhu; 2) Biotopy selhávají v poskytování zdrojů ekotonovým druhům. Pochopení vztahu mezi habitatem a krajinnými jednotkami, tj. distribucí zdrojů a podmínek, je zásadní pro ochranu přírody (Dennis, Dapporto, & Dover, 2014).



Obr. 1: Kombinované zobrazení habitatu a biotopů. Habitat (hnědě) jednoho modelového druhu je zobrazen jako 0,1,2,3 pro dva biotopy (světle zeleně B1, tmavě zeleně B2). Třetím biotopem je modrá přerušovaná čára (B3). Ty druhy, jejichž zdroje se nacházejí v hraničním biotopu lze považovat za ekotonové druhy – upraveno podle (Dennis et al., 2014).

2.1.2 Přístupy k SDM

Každý model představuje určitým způsobem zjednodušenou realitu, proto je nutné přistoupit ke kompromisu mezi zobrazením reality, obecnosti a přesnosti. Podle toho lze modely také rozdělit do tří skupin: empirické, mechanistické, analytické. Mezi vlastnostmi modelu (realitou, obecností a přesností) platí, že pouze dvě z nich mohou být zároveň zdokonalovány (Guisan & Zimmermann, 2000a).

Při modelování habitatů je možné modelovat fundamentální (potenciální) nebo realizovanou niku. Je proto podstatné rozlišovat tyto dva přístupy, protože simulace distribuce druhu může vycházet ze dvou typů dat: z teoretických fyziologických potřeb nebo z terénního pozorování.

Striktně mechanistický model, který pracuje s fundamentální nikou, se může po přidání kompetičního chování proměnit v simulaci realizované niky (Guisan & Zimmermann, 2000b).

Předpovědní modely lze použít dvěma základními způsoby. Prvním z nich jsou predikce v rámci území, kde byla data sbírána. Je to možné pomocí interpolací, které se zakládají na datovém souboru proměnných stabilních v rámci sledovaného území. Druhým způsobem je vysvětlení distribuce druhů do budoucnosti/minulosti nového neprozkoumaného geografického území. Tyto predikce/projekce jsou možné díky tomu, že model je přenosný na základě podobnosti v environmentálních proměnných mezi ovzorkovaným a novým geografickým územím (Elith & Leathwick, 2009).

2.1.3 Data vstupující do SDM

Nejběžnější formou dat, která jsou používána pro SDM je záznam výskytu sledovaných druhů ve čtvercích určité velikosti pro danou geografickou oblast. Takové zobrazení reprezentuje potvrzený nebo domněle potvrzený výskyt daného druhu ve sledovaném území. Protože biologická data jsou obvykle binární (zadané jako informace o nálezů nebo absenci druhu), mohou být přístupná jakékoli kategorické analytické technice, které mohou pojmout binomické rozdělení chyb, tj. GLM, Klasifikace nebo Regresní stromy (Zuckerberg, Huettmann, & Frair, 2011).

Terénní data o výskytu druhů mají řadu výhod, které jim umožňují pružně zapadnout do modelování v krajinné ekologii. Tyto výhody spočívají v tom, že mohou a priori identifikovat důležité gradienty v oblasti životního prostředí. V některých případech přináší intenzivnější sběr nálezových dat také informace o koexistenci jiného druhu. Tato data jsou využitelná pro modelování biotických interakcí, jakými jsou například: vnitrodruhová kompetice a predace. Pomocí záznamů o výskytu běžných druhů lze také detekovat vzácné nebo kryptické druhy (Ferrier et al., 2006). V řadě výskytových databází jsou však chybně zanesené záznamy o nepřítomnosti druhu, ačkoli byl pouze neúspěšně detekován. V některých případech jsou data o přítomnosti druhů funkcí úsilí při terénním průzkumu (Zuckerberg et al., 2011).

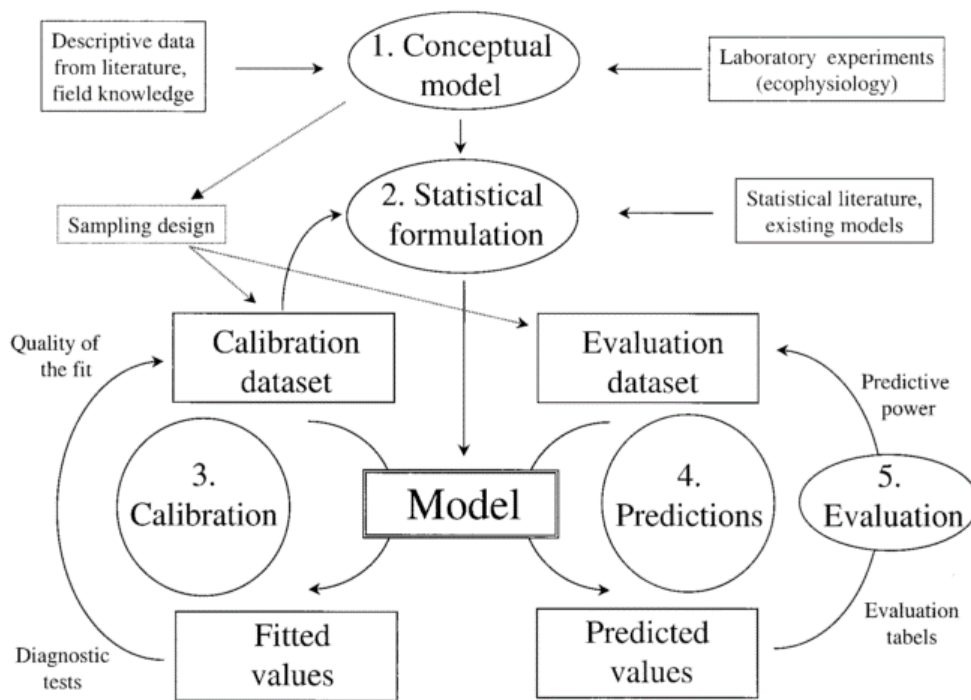
Přestože je v modelování habitatů patrný velký tlak na preciznost modelů, ve studiích navržených pro krajinné měřítko se typicky objevuje dilema mezi intenzitou lokálního sběru dat a schopností provést odběr dat v širším krajinném celku (Zuckerberg et al., 2011). Kromě toho, nálezová data zaznamenaná během krátkého časového období by neměla být zaměňována za stálý stav – především ve studiích pro populace s dlouhým generačním časem. Populace totiž mohou okupovat propadové habitaty a mohou být dotovány imigrací ze zdrojových habitatů (Pulliam, 2000).

Při utváření SDM je důležité rozlišovat environmentální a geografický prostor. Zatímco geografický prostor je definován pomocí dvou nebo tří dimensionálních souřadnic, skutečný životní prostor je multidimensionální a charakterizuje ho množství environmentálních proměnných. Výpočty environmentálních proměnných pro nové lokality se zakládají spíše na výskytu druhů v životním prostoru než na výskytu v geografickém prostoru. Ačkoli jsou předpovědi SDM zobrazovány do geografického prostoru, pro model jsou důležitější environmentální proměnné než zeměpisné souřadnice. Přestože některé SDM jsou čistě geografické (například: kernel density – odhady hustoty nebo odhady druhové bohatosti v geografickém prostoru) platí, že ve většině případů pro většinu druhů, pro většinu měřítek je podstatná distribuce v rámci environmentálních proměnných (Elith & Leathwick, 2009).

Při modelování habitatů je vysvětlovanou proměnnou výskyt druhu, zatímco vysvětlující proměnnou představují environmentální proměnné. Mezi environmentálními proměnnými můžeme rozlišit: *přímé a nepřímé prediktory a zdroje*. Přímé prediktory jsou proměnné, které mají pro organismy nepostradatelný význam, ale nelze je spotřebovat. Pomocí nepřímých prediktorů (orientace a sklon svahu, nadmořská výška, typ habitatu, geologie) můžeme popsat ty přímé (teplota, pH). Zdroje představují energie a hmoty, které mohou organismy spotřebovat: světlo, živiny, vodu, potravu (Guisan & Zimmermann, 2000b).

2.1.4 Vytváření SDM

Postup při vytváření habitatového modelu má podle Guisana (2000) 5 kroků (Obr. 2).



Obr. 2: Schématické znázornění vývoje modelu (Guisan & Zimmermann, 2000b).

Formulování konceptuálního modelu vede především ke zvolení přístupu, jakým bude autor svou otázku zobrazovat: zda se při modelování reality přikloní spíše k obecnosti nebo přesnosti, jestli zahrne disturbanční dynamiku, v jakém prostorovém měřítku bude pracovat a jaké vysvětlující proměnné bude používat. Od toho se odvíjí sběr dat v terénu a jejich zpracování.

Verifikace modelu zahrnuje statickou analýzu modelu. Je nutný výběr vhodného algoritmu pro predikce, odpovídajících proměnných, odhadovacích koeficientů a optimálního statistického přístupu. Většina statistických modelů je specifická v 1) typu odpovědi proměnné, 2) její asociované teoretické pravděpodobnostní distribuci, 3) následném statistickém přístupu, 4) možných technikách modelování a 5) typu předpovědi. V případě vysvětlované proměnné typu přítomnost/nepřítomnost, kdy je typ proměnné kvalitativní (kategoriální) s binomickou distribucí, může být závislost zobrazovaná mnohonásobnou regresí a modelovací technikou může být GLM (generalized linear model), GAM (generalized additive model) nebo Regresní strom. Následuje *kalibrace* modelu, která zahrnuje úpravu matematického modelu pro daný datový soubor. Implementace výsledných predikcí z GLM se obvykle zobrazuje kartograficky pomocí GIS nástrojů.

Krok, kde dochází k ověření vztahu výsledných předpovědí z modelu a terénních dat, je označován jako *validace* (někdy také evaluace nebo verifikace) modelu. Validace se provádí na samostatném datovém souboru. Po ní následuje stanovení důvěryhodnosti modelu, která spočívá v testování použitelnosti modelu pro vědecké účely nebo účely ochrany přírody (Guisan & Zimmermann, 2000b).

2.2 Ekologické nároky čolků

2.2.1 Životní cyklus čolka horského a obecného

Oba čolci, čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*) a čolek horský (*Mesotriton alpestris*) náleží do řádu Ocasatých (*Caudata*), čeledi *Salamandridae* do rodů *Mesotriton* a *Lissotriton* (Zwach, 2009).

Čolci jsou adaptovaní pro život na souši i zcela ve vodě, proto mají životní cyklus, který zahrnuje obě prostředí. Život v těchto dvou prostředích podléhá jiným ekologickým nárokům, vyžaduje odlišné fyziologické a ekologické adaptace. Stejně jako u ostatních živočichů, tyto adaptace jsou zaměřené na to, aby optimálně a efektivně zajistili výživu, růst a reprodukci. Čolci proto musejí být schopní vybírat takové typy habitatů, v nichž mohou realizovat své potřeby a zároveň se sami nestat kořistí pro predátory (R. Griffiths, 1996).

2.2.1.1 Páření

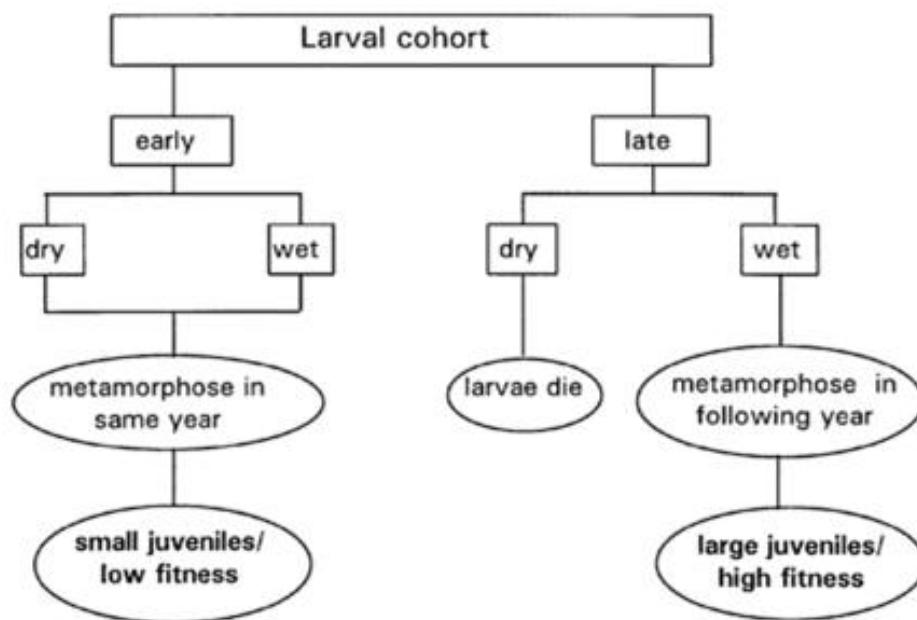
Přibližně v březnu se probouzejí k aktivitě po zhruba pětíměsíční hibernaci. U čolků rozlišujeme terestrickou (suchozemskou) a akvatickou (vodní) fázi. Akvatická fáze nastává v období rozmnožování. Oba druhy potřebují ke svému rozmnožování vodní prostředí. Proto hned po procitnutí z hibernace urazí přibližně kilometr na místo rozmnožování. Podle schopnosti čolků osidlovat nové lokality se usuzuje, že po dokončení vývoje se juvenilní jedinci rozptýlí do prostoru, naleznou tůňku, v ní se následně rozmnoží a na toto místo se mohou po několik let vracet (R. Griffiths, 1996). Páření u čolka obecného nastává přibližně v dubnu a trvá do května, u čolka horského trvá ještě o měsíc déle. Příchod do akvatické fáze probíhá dřív u samců než u

samic, které jsou energeticky zatížené přípravou na rozmnožování a jsou citlivější na výkyvy počasí. Doba příchodu samců do vody se také liší mezi jedinci: časný příchod nabízí samcům výhodu v tom, že ovládnou teritorium a zastihnou samičky jako receptivní pro páření. V této pozici však mohou zažít jarní velice chudou a nerozvinutou potravní nabídku. Proto jako první přicházejí do vody silnější samci (Kopecky, Vojar, Susta, & Rehak, 2012). Čolci jsou promiskuitní a páří se pokud možno s nejvíce partnery (R. Griffiths, 1996). Páření čolků je doprovázeno svatebními tanci, kdy sameček bojuje o pozornost samičky. Na závěr tance vypustí *spermatofor*, který samička nasaje. Samice setrvávají ve vodní fázi po dobu páření, v ideálním případě do úplného naplnění *spermatéky*, tak aby zajistili oplození všech vajíček. U čolků horských byla u obou pohlaví v průběhu páření pozorována migrace mezi sousedními tůňkami. Tato migrace závisí na operačním poměru pohlaví živočichů v rozmnožovací tůňce, na vzdálenosti tůňek mezi sebou a na pravděpodobnosti, že tůň vyschne (Kopecký O., 2008).

2.2.1.2 Kladení vajíček a vývoj

Oplozená vajíčka čolků jsou v rosolovitém obalu, na rozdíl od žab, kladena po jednom. Čolek horský svá vajíčka chrání tím, že je lepí na vodní vegetaci a předměty ve vodě nebo stejně jako čolek obecný balí vajíčka do listů vodní vegetace (Mikátová & Vlašín, 2002). Počet kladených vajíček u č. horského se pohybuje okolo 150 kusů, u č. obecného to může být až dvakrát víc: 200-300 kusů (R. Griffiths, 1996). Samička č. obecného klade denně 5-7 vajíček (Baker, 1992; R. Griffiths, 1996). Kladení vajíček tímto způsobem snižuje pravděpodobnost predace před vykulením larvy a snižuje mezi larvami kompetici o potravu (R. Griffiths, 1996). Vajíčka obou druhů jsou velikostí i tvarem velmi podobná, nápadně dvoubarevná. Vajíčka č. obecného jsou 1.3-1.8 mm hnědá až okrově šedohnědá, spodní polovina je bílá, bělavá či naředlá. Vajíčka č. horského jsou 1.5–2 mm s horní polovinou hnědou a spodní polovinou žlutavou až okrovou (Maštera, Zavadil, & Dvořák, 2015). Larvy (nedospělí jedinci) metamorfuji po 2–3 měsících a jedinci pohlavně dospívají ve 3 a více letech (Mikátová & Vlašín, 2002). Délka vývoje se však může podstatně lišit, protože ji ovlivňuje především okolní teplota. Například larva čolka obecného chovaná při 20°C dosáhne metamorfózy za padesát dnů, ve srovnání s teplotou 12°C, kdy vývoj trvá třikrát déle (R. Griffiths, 1996; D'Amen, Vignoli, & Bologna, 2007). V průběhu roku se mohou až do června objevit náhradní snůšky. Larvy z později nakladených vajíček metamorfuji v dospělce až následující rok. U ocasatých obojživelníků může docházet

k zachování některých larválních znaků do dospělosti (tzv. neotenie) nebo k rozmnožování na larvální úrovni, tzv. pedogeneze (Baruš & Oliva, 1992). U č. horského a č. obecného je metamorfóza obvykle normálně dokončena, ale při nízké teplotě nebo nedostatku jódu se vyskytují neoteniční jedinci nebo celé neoteničké populace. Neotenie je důležitou životní strategií (Obr.č. 3), která může při určitých selekčních tlacích představovat výhodnější stádium (R. Griffiths, 1996). Oddálení metamorfózy a zimování larev je na našem území častější u č. horského, u č. obecného se vyskytuje vzácně (Maštera et al., 2015).



Obr. 3: Relativní úspěšnost časných a pozdějších larválních kohort ve vztahu k vysychání. V suchém roce larvy, které jsou pozdní, se nevylihnuou a nedosáhnou metamorfózy dříve, než tuň vyschne a umírají. V roce s optimální vlhkostí larvy, které se lihnuou později, přezimují, metamorfují a jsou větší než časně líhnuté larvy z předchozího roku a mohou mít z těchto důvodů vyšší fitness (R. A. Griffiths, 1997).

2.2.1.3 Suchozemská fáze a zimování

Po rozmnožování nastává pro čolky opět terestrická fáze, kdy se vytrácí výrazné zbarvení a samečkům se zmenšuje hřebínek. Čolci soustředí svoji aktivitu na souši především do nočních hodin (od soumraku do brzkých ranních hodin), aby se vyhnuli ztrátě vody vlivem slunečního záření a tepla. Podzimní aktivita čolků souvisí s nadcházející rozmnožovací sezónou, neboť akumulují zásoby energie a investují ji do růstu pohlavních žláz (R. Griffiths, 1996). Růst pohlavních žláz není však spojen s jejich sekrecí – tzv. *dissociated patern* (Crews, 1997). Proto reprodukční úspěšnost závisí na příjmu potravy v předešlém roce. U některých druhů obojživelníků se rozmnožování kvůli ztíženým podmínkám objeví každý druhý rok nebo ještě méně (R. Griffiths, 1996). Klidové fáze u čolků, kdy se jejich metabolismus zpomaluje, nastávají pro středoevropské čolky v zimním období. Čolci v jižní Evropě zažívají kromě zimní hibernace také letní estivaci, která nastává v období sucha a tepla, kdy čolci přečkají tyto nepříhodné podmínky ve svých suchozemských či vodních úkrytech. Chladná a vlhká místa v zemi vyhledává i č. horský a obecný. Přezimování larev na rozdíl od většiny dospělců probíhá ve vodě (Zwach, 2009).

2.2.1.4 Potrava

Na rozdíl od žab a jejich pulců jsou čolci a také jejich larvy výlučně draví. Čolci jsou někdy označováni jako *gape-limited predators*, protože se živí širokým spektrem potravy, při čemž jedinou limitací představuje velikost kořisti. To znamená, že potravní složení čolků ve vodní fázi je řízeno především potravní nabídkou vodního společenstva bezobratlých – nejčastěji rod *Daphnia* a *Cyclopoida* (R. Griffiths, 1996). Larvy se živí nejprve drobným a později hrubším zooplanktonem a bentosem, větší larvy se živí i menšími larvami nebo pulci. Mezi malými larvami se objevuje i kanibalismus. Dospělci se ve vodní fázi živí také bentosem, ale loví i zooplankton, vodní bezobratlé i obratlovce – především larvy čolků (Zavadil, Sádlo, & Vojar, 2011; Zwach, 2009). U čolků je popsána také mezidruhová predace, především mezi čolky ze skupiny „velkých čolků“ při dosažení určité velikosti vůči „malým čolkům“. Tato predace nastává i při dostatku jiné potravy. Při nedostatku potravy se larvální vývoj zpomaluje a může se i zastavit (R. Griffiths, 1996).

2.2.2 Habitatové nároky

2.2.2.1 *Výskyt v ČR*

Celé území ČR se nachází v areálu rozšíření č. horského i obecného, přičemž č. horský je vzácnější a rozšíření č. obecného je spíš plošné (Moravec, 1994). Habitaty obou druhů jsou poměrně široce rozrůzněné a často se překrývají (Baruš & Oliva, 1992) . Přesto lze celkem jasně vystihnout jemné rozdíly v životním cyklu, migraci a preferenci stanovišť. Habitatové nároky čolků se obvykle sledují v souvislosti s vodní fází čolků, protože terestrická fáze je částečně kryptická a především s noční aktivitou. S tím souvisí i sběr dat, který je většinou realizován během jarní migrace za rozmnožováním nebo v průběhu rozmnožování (Kopecký O., 2008). Nicméně, habitatové nároky odrážejí celý životní cyklus čolků, tj. vodní i terestrickou fázi.

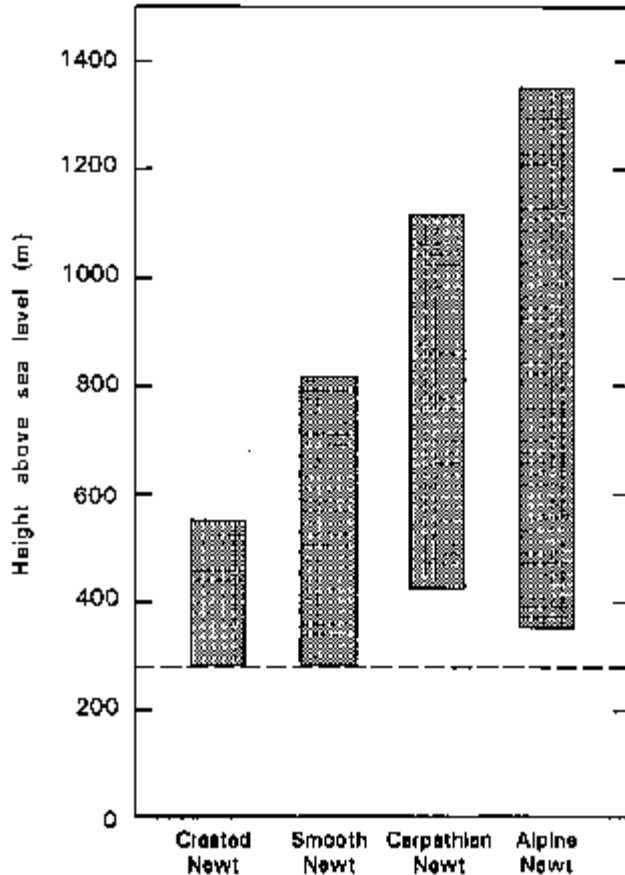
2.2.2.2 *Nadmořská výška*

Údaje o výskytu č. horského i obecného v určitém rozmezí nadmořských výšek jsou popsány v mnoha publikacích poměrně přesně. Je však nutné zdůraznit, že samotná nadmořská výška nemá na obojživelníky vliv a o jejich výskytu rozhoduje spíš mikroklima lokality (Moravec, 1994). Rozšíření je výsledkem kombinace velké řady proměnných. Jednou z nich je teplota, respektive teplota vody v období rozmnožování. Teplota vody je však výsledkem kombinace nadmořské výšky a řady dalších parametrů jako jsou například oslunění, zástin a hloubka tůň (Mikátová & Vlašín, 2002).

Své chování přizpůsobují obojživelníci, jako všichni poikilotermní živočichové, teplotě okolí. Chováním regulují svou vnitřní teplotu těla a z těchto důvodů je klíčová schopnost a možnost nalézt teplá nebo chladná místa (Baruš & Oliva, 1992) .

Čolka obecného můžeme nalézt nejčastěji v nížinách a pahorkatinách, (200-800 m n. m), vzácněji nad 700 m n. m. (Moravec, 1994, Zwach, 2009). Výskyt byl dokonce zaznamenán těsně pod hranicí 1000 m n. m (Arnold & Burton, 1984), ale předpokládá se, že v našich podmínkách je výskyt č. obecného omezen na hranici 700 m n. m. Projevují se u něj tendence vystupovat do vyšších nadmořských výšek kvůli změnám krajiny v níže položených a více urbanizovaných oblastech (Mikátová & Vlašín, 2002).

Čolek horský se od č. obecného odlišuje tím, že jeho amplituda výskytu má větší rozsah (Obr.4) a je spíše chladnomilný, proto se na našem území vyskytuje v rozmezí 350 – 1400 m n. m., nejčastěji 350 – 900 m n. m. Do nadmořských výšek pod 200 m n. m. sestupuje jen, pokud je oblast doprovázena rozsáhlými lesními celky (Moravec, 1994; Mikátová & Vlašín, 2002; Zwach, 2009). Mimo naše území byl zaznamenán i ve výšce 2500 m n. m. (Arnold & Burton, 1984). Na rozdíl od ostatních druhů obojživelníků je č. horský spíše limitovaný teplem než chladem (Baruš & Oliva, 1992). V horských polohách, kdy se setkává se zámrazem vodní hladiny, se dokáže bez problémů vyrovnat se zkrácenou sezónou, k páření nastupuje až v červnu a vodu opouští v září (R. Griffiths, 1996). V nižších a středních polohách vykazuje výraznou vazbu na lesní porosty. Naopak na horských loukách vyžaduje osluněné plochy (Moravec, 1994; Zavadil et al., 2011).



Obr. 4: Vertikální distribuce čtyř druhů čolků (č. velký, obecný, karpatský, horský) v nadmořských výškách nad 280 m n.m. v západní části Beskyd, v Polsku. Přerušovaná čára představuje hranici 280 m n.m., tj. nejnižší sledovanou nadmořskou výšku (Swierad, 1980).

2.2.2.3 *Biotopy*

Čolek obecný vyhledává pro své rozmnožování celou škálu trvalých i periodických vodních těles: od malých kaluží a tůňek, zavodněných příkopů, melioračních stružek, slepých ramen řek přes lomy, požární nádrže, písčovny až k rybníkům s mělčími okraji. Podmínkou je však, že voda je stojatá nebo velmi mírně průtočná. Preferuje zarostlejší vodní plochy nebo místa zaplavovaných poléhavých rákosin (Moravec, 1994). Ve vyšších polohách vyžaduje dobře osluněné plochy, v nižších polohách preferuje stinné tůně, ale nachází se spíše mimo zapojený les (Zavadil et al., 2011, Moravec, 1994). Nejvhodnější tůň pro č. obecného je mělká tůň zarostlá vegetací (Maštera et al., 2015). Čolek horský se podobně jako čolek obecný vyskytuje

v široké škále vodních těles od tůňek až po mělké břehy rybníků s tím rozdílem, že č. horský preferuje menší a více zastíněné vodní plochy s menším podílem vegetace (Baruš & Oliva, 1992, Moravec, 1994, Mikátová & Vlašín, 2002). Nejčastějším biotopem, který č. horský obývá je mělká kaluž na lesní cestě (Maštera et al., 2015).

Nároky na suchozemské prostředí se odvíjejí mimo potravní nároky především od potřeby nalézt vhodný úkryt nebo zimoviště nejčastěji například: v zemi, pod velkými kameny, v pařezech a pod kořeny stromů, na zavodněných terasách kde se ukrývají pod opadem listí, trouchnivějším dřevem, své úkryty nalézají i v rozpadlých zdech a v lidských sídlech (Arnold & Burton, 1984; Mikátová & Vlašín, 2002).

Druh čolka obecného je vůči biotopům poměrně plastický – nalezneme ho v různých typech krajiny (Zavadil et al., 2011).

- v *mladé krajině* (území s převahou optimálních a zároveň mladých biotopů, s holou půdou nebo rumišti – využívaná vojenská cvičiště, popílkoviště, ruiny průmyslových areálů),
- v *zemědělské krajině* s plodinami pro obojživelníky dobře průchodnými nebo s hustou sítí souvrátí a cest
- v *kulturní krajině* s ostrůvky vhodných biotopů (louky, pastviny, vojenská cvičiště, parky, intenzivně obhospodařované rybníky, příměstská krajina)
- v *lidských sídlech* (zahrádkářské a chatové kolonie, intravilány)
- v *lese* (prostupné části lesů)
- ve *staré mokřadní krajině* (přírozené mokřady, tradičně obhospodařované rybníky)

Č. horský vyhledává úkryty a zimoviště podobně jako čolek obecný: chladná a vlhká místa. Obecně lze shrnout, že čolek horský je vůči biotopům citlivější a na rozdíl od čolka obecného neobývá *zemědělskou krajinu* a jen výjimečně osídlí *mladou krajinu* (Zavadil et al., 2011).

Druhy č. horského a obecného se mezi sebou mírně liší v preferencích tůní podle obsah živin: zatímco čolek obecný osidluje vody s vyšším obsahem živin (mezotrofní – eutrofní – hypertrofní – dystrofní) vody, čolek horský se vyskytuje i v oligotrofních vodách (Zavadil et al., 2011).

2.2.2.4 Homing

Studie malých čolků ukazují tendenci čolků ekologicky se odlišovat v preferenci vodních biotopů podle chemických parametrů vody. V této souvislosti se zmiňuje i *homing*, kdy čolci dávají přednost své domácí tůňce před ostatními tůňkami využívaných jejich druhem. Pravděpodobně existuje asociace mezi preferovaným spektrem pachů tůňe a chemickými vlastnostmi vody. Jedním z vysvětlení by mohlo být specifické druhové složení společenstva tůňky tj. vodních řas a rostlin (Cooke & Frazer, 1976), bentosu a predátorů (Sherman & Munster, 2012), které je vázané na určité chemické vlastnosti prostředí (Cooke & Frazer, 1976).

2.3 Příčiny ohrožení obojživelníků

Obojživelníci jsou často označováni jako bioindikátory kvality životního prostředí nebo biodiverzity lokality. Tuto roli získali především kvůli svému životnímu cyklu, který se odvíjí jak ve vodě, tak na souši (Beebee & Griffiths, 2005).

2.3.1 Změny v krajině indikující úbytek habitatů

2.3.1.1 Fragmentace krajiny

Ukazuje se, že propojení habitatů hraje klíčovou roli v proměnlivosti populací druhů obojživelníků. Úbytek habitatů skrze lidskou činnost představuje v současnosti největší ohrožení pro populace obojživelníků (Alford & Richards, 2016). Ztráta habitatu znamená pro živočichy dva důsledky: 1) celkové území využívané živočichy se zmenšuje, 2) území se fragmentací tříští na malé celky od sebe izolované (Zavadil et al., 2011).

Fragmentací krajiny se snižuje její migrační potenciál. Kvůli zmenšené prostupnosti krajiny se populace izolují, probíhá v nich inbreeding a populace se stává méně odolnou a přizpůsobivou vůči okolním podmínkám a změnám. Jedním z nejvýznamnějších fragmentačních prvků jsou pro živočichy liniové komunikace (Mikátová & Vlašín, 2004). Kromě zastavení genetického toku mezi populacemi (Emaresi & et al., 2009) jsou živočichové vystaveni kolizím s dopravou a hynou na komunikacích (Van Buskirk, 2012).

Propojenost populace obojživelníků je převážně ovlivněna disperzí juvenilů v prostoru. Živočichové, kteří využívají k rozmnožování jeden typ biotopu a následně z něj migrují do jiného, jsou optimální pro sledování fragmentace krajiny (Cushman, 2006). Doba nutná pro překonání vozovky široké 7 m se u čolků pohybuje průměrně okolo 48 minut a zahrnuje odchylky od trasy a změny chování. Tahy čolků jsou u nás poměrně málo popsány, Mikátová uvádí pouze několik kolizních úseků (č. obecný: 5, č. horský: 3) vztahující se k těmto druhům (Mikátová & Vlašín, 2004), ale kolizních míst bude pravděpodobně víc. Čolek obecný i horský mohou migrovat několikrát během roku (Mikátová & Vlašín, 2004):

- a) Tah dospělců ze zimoviště na místo rozmnožování: hromadně; začátek řízený okolní teplotou
- b) Migrace do suchozemských biotopů; v delším časovém úseku (jaro – podzim); jednotlivě, někteří se zdržují po celý rok v bezprostřední blízkosti rozmnožovací tůně.
- c) Tah metamorfovaných jedinců na suchozemské stanoviště.
- d) Podzimní tah na zimoviště.

Z pohledu ochrany habitatů je nutné zdůraznit, že i přes svoji izolaci mají i malé izolované plošky habitatů, mikrohabitatů, svůj význam. Z pohledu metapopulační teorie, představují subpopulace dílčí *stepping stones* především v disturbovaném prostředí (Semlitsch & Bodie, 1998; Ślubowska-Woldengen et al., 2007; Sinsch, 2014).

2.3.1.2 Změna vodního režimu krajiny

Periodické tůně, nivy potoků, prameniště a vlhké louky patří mezi stanoviště, která čolci vždy využívali. Řada z nich byla poničena nebo vymizela vlivem lidského hospodaření s vodou v krajině. Toto hospodaření spočívá v narušování vodního režimu krajiny, kde začal člověk nejdříve s hydromelioračními opatřeními, následně plynule navázal s regulací toků a protipovodňovými opatřeními. Obě skupiny opatření zahrnují zásahy, které urychlují odtok především srážkové vody z krajiny v masivním množství a zároveň snižují schopnost krajiny vodu udržet. Taková opatření narušují malý vodní cyklus a v důsledku toho se objevují stále častěji extrémní klimatické výkyvy (Vojar, 2007; Kravčík, Pokorný, & et al., 2007). Živočichové, kteří potřebují ke svému vývoji vodní prostředí, jsou vůči změnám vodního režimu

velmi citliví. Příkladem závislosti na suchém a vlhkém počasí mohou být právě snůšky obojživelníků, což dokládá schéma relativní úspěšnosti vývoje larvy obojživelníka (Obr. 3).

2.3.2 Poškozování a úbytek biotopů

2.3.2.1 *Chemická degradace biotopů*

Čolek obecný i horský obývají velikostně široké spektrum vodních těles a mezi nimi i malé periodické tůně (R. A. Griffiths, 1997). Periodické tůně jsou obvykle napájené ze srážek či tajícího sněhu, a tak má voda minimální kontakt s půdou a dalšími pufracími systémy. Takový typ vodního prostředí představuje biotop s poměrně extrémními výkyvy v chemicko-fyzikálních parametrech. O tom, zda jsou čolci schopni přežít v takovýchto podmínkách, rozhoduje fyziologická a genetická adaptace populace (Pierce, 1985).

Nicméně, samotná přítomnost vodního prostředí, které obývají obojživelníci, nemusí znamenat, že je tento biotop pro ně vhodný. Snůšky mohou být kladeny řadu let i na místa nevhodná pro vývoj larev. Kvalita vody, která je řídicí proměnnou ve vývoji larev čolků, představuje chemické složení, teplotu a trofický stupeň vody. Kvalita vody odráží vedle přírodních podmínek také intenzivní činnost člověka. (Mikátová & Vlašín, 2002).

Hladiny chemických látek ve vodě, které se sledují v souvislosti s obojživelníky, mají obvykle vliv na počet líhnutých vajíček, vývoj larev nebo poškození fyziologických funkcí. Laboratorní experimenty jsou obvykle prováděny na zástupcích jednotlivých čeledí a je zřejmé, že jednotlivé druhy se mezi sebou v toleranci liší. Nicméně, existuje i vnitrodruhová variabilita v odolnosti vůči chemismu prostředí mezi populacemi z různých lokalit. Příkladem je odolnost vůči kyselému prostředí: U evropských čolků byla prokázána limitace výskytu při hodnotách pH < 3,9. Čolek obecný při těchto hodnotách hyne ve 100 % případech (Skei & Dolmen, 2006). S klesajícím pH totiž klesá počet vylíhnutých larev – bezpečná hodnota pH pro líhnutí z vajíček byla stanovena na pH > 6 (Cooke & Frazer, 1976; Kopecký & Vojar, 2007). Tolerance vůči nízkému pH byla vyšší u populace odchované v kyslejších prostředí (Pierce, 1985), (Sherman & Munster, 2012). V případě kyselého prostředí jsou pro obojživelníky nebezpečné odchylky od pH způsobené např. kyselými dešti. Koncentrace H⁺ (pH), hliníku a vápníku je považována za

tří nejdůležitější elementy při sledování toxicity kyselé vody pro sladkovodní biotu (Skei & Dolmen, 2006). Některé chemické látky jsou pro obojživelníky natolik toxické, že toleranci nelze očekávat. Jedná se například o chlor a jeho sloučeniny. Chlor naleptává žábra už při velmi nízkých koncentracích a následně dochází k úhynu (Mikátová & Vlašín, 2002).

Obojživelníci jsou součástí potravních řetězců a představují tak důležitou složku potravy pro ptáky, savce, ryby a další velké predátory (Pierce, 1985). Z těchto důvodů je důležité chránit tuto skupinu živočichů i před látkami, které nemusejí mít přímý vliv na zdravotní stav jedinců, ale v jejich těle se kumulují. Takovými látkami jsou těžké kovy (kadmium, olovo, rtuť, nikl, chrom), které mohou činit obojživelníky pro predátory toxické. V tělech obojživelníků se vedle těchto látek také kumulují pesticidy rozpustné v tucích. Pesticidy mají širokou škálu účinků a mimo kumulaci v organismech a přímou toxicitu ztrácejí obojživelníci jejich vlivem přirozené zdroje potravy (Mikátová & Vlašín, 2002).

Dalšími nebezpečnými látkami jsou dusitany a dusičnany, které vznikají z rozkladu organických hnojiv. Dusičnany jsou hlavním polutantem, který narušuje fixaci kyslíku a metabolismus steroidů, a tak ovlivňuje odolnost při fyzické aktivitě čolků ve vodní fázi (Secondi, Lepetz, Cossard, & Sourice, 2013). Při určitých koncentracích jsou pro obojživelníky toxické, ale mnohem větší problém představují hnilobné procesy, které mohou vody druhotně kontaminovat (Mikátová & Vlašín, 2002).

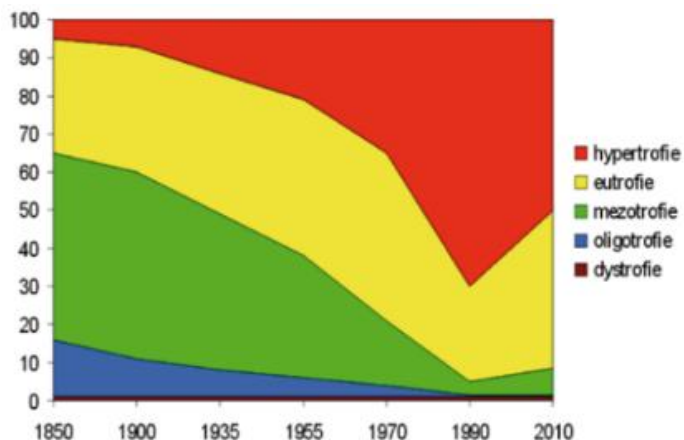
2.3.2.2 Degradace biotopů vlivem nevhodného hospodaření

Z pohledu metapopulační teorie platí, že k zániku subpopulace i na zcela vhodném biotopu může dojít i vlivem rozkolísání početnosti populace nebo vnějším náhodným zásahem (Marsh & Trenham, 2001). Takovým zásahem je nevhodné hospodaření přímo v biotopu nebo v jeho okolí (Vojar, 2007). Například degradace říčních koryt a tůní zarůstáním, přímá návaznost orné půdy na říční koryto.

Celosvětový úbytek obojživelníků byl zaznamenán teprve v 90. letech 20. století, ale počátek poklesu je třeba hledat o několik dekád dřív. Pokles obojživelníků je spojován s intenzifikací hospodaření, které započalo už v polovině století a zničilo tak velké množství habitatů na severní polokouli a obecně způsobilo druhový pokles (Beebee & Griffiths, 2005).

Intenzifikace zemědělství se v kontextu druhové ochrany projevuje změnou krajinné struktury a eutrofizací. Eutrofizace přináší skrze dusíkatá a fosforečná hnojiva nepřiměřené množství živin do krajiny (Obr. 5) a tím i změnu ve složení společenstev (Zavadil et al., 2011). S eutrofizací vodního prostředí je spojován také intenzivní chov ryb, neboť právě při něm často dochází k výrazné eutrofizaci rybníků skrze nadměrné dokrmování a exkrementy ryb a nadměrné hnojení rybníků. Ryby představují přirozené predátory pro dospělé, larvy i vajíčka. Planktonofágní ryby snižují potravní nabídku larvám. Tyto vztahy a vlivy jsou přirozené, avšak pokud je narušená litorální zóna a chybí vodní vegetace, postrádají obojživelníci obvyklé úkryty a biotop v takové podobě jim neposkytuje vhodný habitat (Vojar, 2007). V produkčním rybníku obvykle dochází k narušení trofických řetězců a následně k zákalu. Za normálních okolností, kdy je voda čirá, je fytoplankton konzumován zooplanktonem. Zooplankton však konzumují ryby a výsledkem jeho absence je zakalená voda skrze přemnožený fytoplankton (J. Maštera, Mašterová, & Šálek, 2013-2016); (Hartman, Příkryl, & Štědronský, 1998). Tomuto výsledku se lze částečně vyhnout krmením ryb, které odpovídá velikosti rybí obsádky (J. Maštera, Mašterová, & Šálek, 2013-2016). Hospodaření na rybnících zahrnuje také jejich vypouštění a odbahňování. Přestože lze tyto údržby realizovat způsobem, který by obojživelníky nepoškozoval, dochází přesně k opačné strategii. Rybníky se vypouštějí často a v nevhodnou dobu (především na jaře). Při odbahňování se vytváří strmé břehy, které brzdí rozvoj litorálu. V nádržích, které si zachovají mělké břehy, ale jsou přerybněné, je vegetace rybami likvidována (Vojar, 2007).

Vedle těchto pro obojživelníky tradičních biotopů vzniká v moderní krajině řada biologicky zajímavých lokalit, jako jsou místa po těžbě nebo technikou narušená krajina. Tyto lokality by mohly plnohodnotně nahrazovat mizející biotopy, ale jejich nevhodná rekultivace (umělé zavážení, skládkování odpadu, výsadba monokultur) a vysazování ryb tato místa druhově degraduje (Vojar, 2007; Kolář, Tichanek, & Tropek, 2017).



Obr. 5: Rekonstrukce vývoje podílu rybníčních ploch s různými typy trofie (in Zavadil et al., 2011).

2.4 Způsob ochrany obojživelníků

V České republice jsou čolek horský i čolek obecný vedeni v Červeném seznamu v kategorii *téměř ohrožený druh* (Plesník, Hanzal, & Brejšková, 2003). Podle právní ochrany uvedené v zákoně 114/92 Sb. a podle novelizace vyhlášky 175/2006sb. spadají oba druhy do kategorie *silně ohrožený druh* (ZÁKON České národní rady ČÁST PRVNÍ Úvodní ustanovení, 1992). Obojživelníci, respektive jejich druhy žijící na našem území, představují poměrně dobře zmapovanou a popsanou skupinu. Vodítkem v posuzování ochrany obojživelníků v této práci je web: <http://www.obojzivelnici.wbs.cz/>, který je věnován ochraně obojživelníků a vytváření tůní (J. Maštera, Mašterová, & Šálek, 2013-2016). Problematiku ochrany posuzuje z mnoha hledisek a nabízí praktické řešení. Ochranně obojživelníků se věnuje řada publikací, z nichž jsem v této práci čerpala a také se nechala inspirovat: Mikátová & Vlašín, 2004,2002; Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011; Baker et al., 2011).

2.4.1 Praktická ochrana obojživelníků

Jak upozorňuje řada autorů, ochrana obojživelníků se soustředí především na vodní fázi živočichů, ačkoli suchozemská stanoviště jsou stejně důležitá a navíc čolci na souši tráví většinu

roku (Marsh & Trenham, 2001; R. Griffiths, 1996). Jedním z důvodů je ten, že vodní stanoviště jsou víc transparentní a jejich ochrana nebo tvorba je snáz uchopitelná (Vojar, 2007).

Rovněž tato práce se soustředí na vodní biotopy, konkrétně na budování a obnovu vodních těles. V kontextu praktické ochrany obojživelníků je třeba ještě zmínit vedle vytváření a revitalizace vodních těles také obnova a odbahňování rybníků, revitalizace uměle vyrovnaných říčních niv a odvodňovaných mokřadů. Dále se ochrana obojživelníků soustředí na jejich ochranu během tahů a to buď záchrannými transfery, nebo budováním migračních přechodů.

2.4.2 Financování ochrany obojživelníků

Oficiálních zdrojů financí, které je možné využít na ochranu obojživelníků, je několik a liší se mezi sebou množstvím poskytnutých prostředků, podmínkami použití pro fyzické a právnické osoby (Tab. 1). Pro účely této práce jsem využívala záznamy o projektech z Operačního programu Životního prostředí pro vodu, vzduch a přírodu – osa 6.4 – Optimalizace vodního režimu krajiny pro období 2007 – 2013. V současnosti probíhá nový Operační program Ministerstva životního prostředí (OP ŽP) pro období 2014 – 2020: Ochrana a péče o přírodu a krajinu (prioritní osa 4), v němž by financování projektů podporující obojživelníky spadalo pod cíle 2: Posílení biodiverzity.

Mimo tyto zdroje lze dotace na správu nebo vytváření biotopů získat z konkrétních projektů vypsanych krajem, obcí nebo od podporovatelů z podnikatelské sféry. Např. Jihočeský kraj: Odbor životního prostředí: Dotace na péči o zvláště chráněná území; (http://zp.kraj-jihocesky.cz/?p=p_21).

Tab. 1: Zdroje financí pro ochranu obojživelníků (upraveno podle Vojar, 2007).

Zdroj financí/ správce financí	Název	Periodicita příspěvků	Území pro použití prostředků/ %poskytnutých nákladů	Kdo může být žadatelem
MŽP ČR/ ÚVR ČSOP	Program ochrana biodiverzity	každoročně	Celé území ČR/Menší částky (řádově jednotky tisíců)	Členové ČSOP, případně ostatní neziskové organizace
MŽP ČR/ AOPK	Národní program - Program péče o krajinu (PPK)	každoročně	2 kategorie: pro ZCHÚ, pro volnou krajinu – VKP + ÚSES/ až 100% uznaných nákladů	Organizační složka státu, fyzická nebo právní osoba
EU/ AOPK	Operační program ministerstva životního prostředí (OP- ŽP)	sedmiletá	Celé území ČR/ Až 85% způsobilých nákladů (+maximálně 15% kofinancování z národních programů) = spoluúčast příjemce dotací min 10%	Fyzické osoby, obce, města, příspěvkové organizace (např.: vědeckovýzkumné instituce, občanské spolky), státní organizace
MŽP ČR/ AOPK	Program podpora obnovy přiorzených funkcí krajiny (POPFK)	každoročně	Celé území ČR/ až 100% poskytnutých nákladů	Fyzické i právnické osoby, obecně prospěšné organizace, územní samosprávné celky (obce a kraje), občanská sdružení, svazky obcí, příspěvkové organizace, organizační složky státu, státní organizace a státní podniky.

MŽP ČR – Ministerstvo životního prostředí České republiky, ÚVR – ústředí výkonné rady, ČSOP – Český svaz ochránců přírody, EU – Evropská unie, AOPK – Agentura ochrany přírody ČR, ZCHÚ – zvláště chráněná území, VKP – významný krajinný prvek, ÚSES – územní systém ekologické stability, OP ŽP – operační program ministerstva životního prostředí

3 CÍLE A HYPOTÉZY

3.1 Cíle:

1. Vytvoření habitatového modelu vybraných skupin obojživelníků a jeho testování
2. Navržení rozšíření vstupních kritérií pro poskytnutí dotací na vybudování vodních těles s cílem podpořit čolka horského a čolka obecného

3.2 Hypotézy:

1. Habitatové modely odráží rozdíly v biotopových nárocích čolka horského a čolka obecného

4 MATERIÁL A METODY

4.1 Charakteristika studovaného území

Pro vytvoření a ověření habitatových modelů, které by byly obecně platné, bylo zapotřebí zvolit území, které je biotopově pestré a zároveň odráží různou míru využívání krajiny. Tyto parametry s důrazem na sledování vodních ploch splňují různé oblasti v Jihočeském kraji, v němž se nachází i zájmové území. Příkladem mohou být přirozené rašeliniště, mokřady, nivy meandrujících řek na jedné straně a na straně druhé kulturní krajina s rozvinutou infrastrukturou a intenzivně využívané vodní nádrže a rybníky, lomy.

Ve sledované oblasti se promítá široký gradient přírodních poměrů, které ovlivňují výskyt a vývoj obojživelníků. Nadmořské výšky rostou směrem k jižní a jihozápadní hranici v podobě Novohradských hor (Kamenec, 1072 m n. m) a Šumavy (Plechý, 1378 m n. m). Jihočeský region zaujímá v rámci ČR největší území s nadmořskou výškou nad 1000 m n. m, zároveň se na tomto území vyskytují dvě rozlehlé pánve: hlubší, ale menší Českobudějovická pánev (průměrně 380-410 m n. m) a méně výrazná, ale rozsáhlejší Třeboňská pánev (průměrně 400-500 m n. m). Směrem k východu se povrch znovu zvedá v podobě kopečnatých pahorkatin směrem k Českomoravské vrchovině (Javořice 837 m n. m) a k severu ke Středočeské pahorkatině (Javorová skála 723 m n. m).

Podhůří Šumavy je předělem, kde se klimaticky chladná oblast mění v mírně teplou. Nejvyšší průměrné teploty vzduchu jsou v níže položených pánvích (7.5-8 °C), kde jsou teploty ještě více umocněné městskými tepelnými ostrovy. Nejchladnější místa celého regionu se nachází v mělkých depresích na Šumavě, kde je průměrná teplota pouze 2 °C. Doba rozmnožování čolků, délka vývoje larev a přezimování je řízeno teplotou vzduchu, trváním sněhové pokrývky a množstvím vody v jarních měsících, která naplňuje periodické tůně. Průměrná sněhová pokrývka v chladné oblasti trvá přibližně 120 dnů, v mírně teplé oblasti se pohybuje okolo 60 dní. Nejsušší oblastí regionu (550 mm) je oblast naléhající severně na Českobudějovickou pánev v trojúhelníku Mirovic, Katovic a Písku, kde se propojuje vliv nízké nadmořské výšky a srážkového stínu Brd a Šumavy. Ve srážkovém stínu leží také severovýchodní úpatí Šumavy a pás podél Vltavy na Vltavotýnsku. Nejvíce srážek přísluší stranám Šumavských hřbetů, které jsou exponované převládajícímu západnímu proudění (1100-1500 mm).

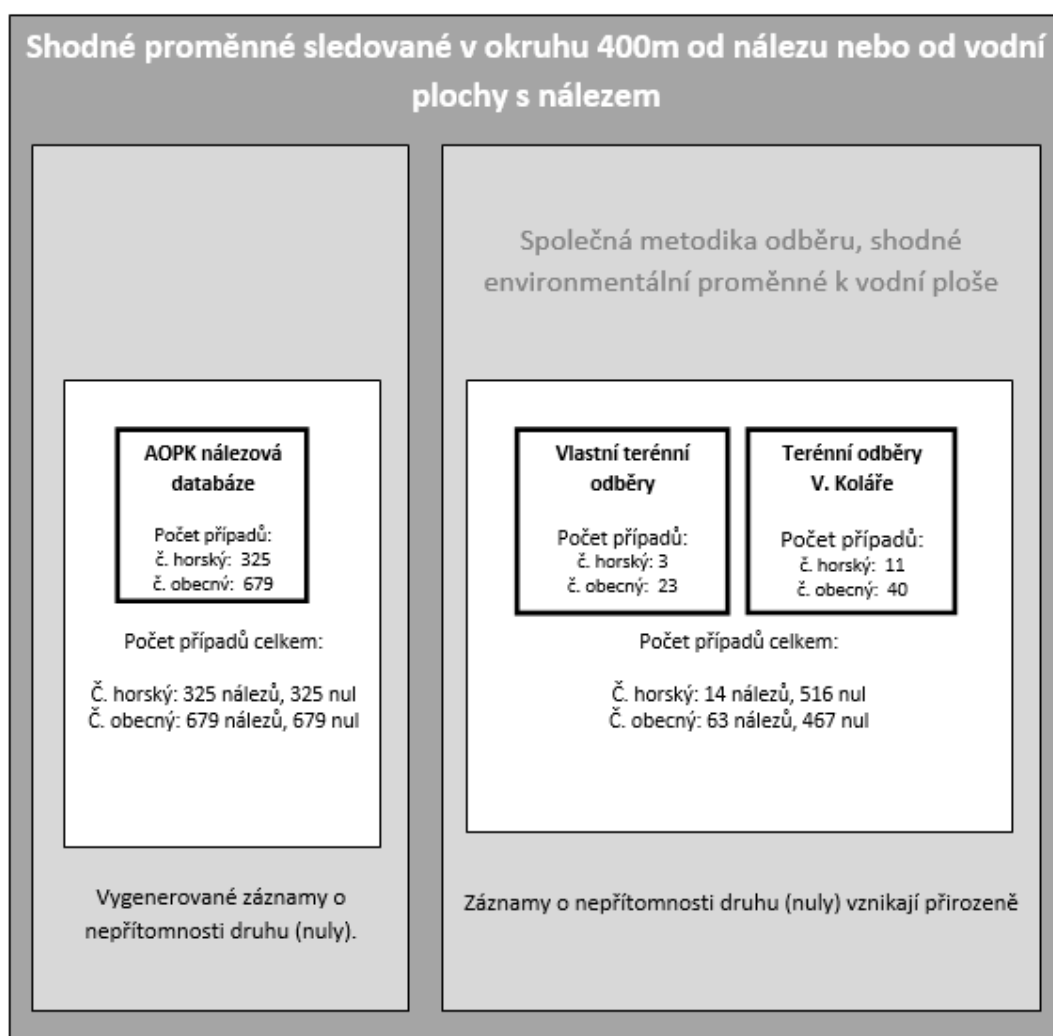
Většina zájmového území se fyto geograficky řadí do Českomoravského mezofytika, pouze oblast Šumavy, Novohradských hor a Javořické vrchoviny náleží do horského oreofytika. Mimo rozdíly v přírodních podmínkách jsou oblasti specifické svou historií a hospodařením. Výrazným aspektem regionu je zalesnění, neboť 37% regionu pokrývají lesy. Využívání krajiny je v regionu hluboce spjato s hospodářskou činností Rožmberků, Buquoyů a Schwarzenbergů, kteří se zasloužili o skladbu lesů, vybudování rybníčních soustav. Využívání krajiny podléhalo do relativně krátké doby tradičnímu hospodaření, které vytlačila jeho poválečná intenzifikace (Albrecht & kolektiv, 2003).

Příkladem vývoje vztahu ke krajině může být oblast Novohradských hor. V této oblasti sice zastavěná plocha oproti roku 1948 klesla, ale nově vznikající zástavba představuje jedno z nebezpečí z hlediska vývoje krajiny, patrně právě kvůli neregulovatelné expanzi zástavby do volné krajiny. S touto problematikou souvisí také degradace půdy. Výše zmíněný historický vývoj osídlení způsobil ztrátu soudružnosti s vlastní půdou a nyní jsou pastviny a louky vystaveny nekontrolovatelné zástavbě a zemědělské intenzifikaci. V řadě případů byla orná půda a kosené louky převedeny na intenzivní pastviny dobytka nebo vyjmuty z půdního bloku a převedeny na lesní půdy. Výsledkem tohoto (ne)hospodaření mizí mozaika biotopů, místy započíná zarůstání pozemků a jejich ruderalizace, jinde se projevuje neúměrná zátěž pastvou a fragmentace krajiny zatlačuje ohrožené organismy do refugií (Albrecht & Kolektiv, 2006).

Fenoménem, který v Evropě nemá obdoby, je jihočeské rybníkářství. Jeho počátky sahají do 12. století a největší rozvoj zažívá toto odvětví na konci 15. století, kdy bylo během několika desítek let vybudováno 25 tisíc nových rybníků. Celkově dosáhl počet rybníků až 75 tisíc. Oproti těmto číslům rybníků ubylo, v současnosti je na území ČR přibližně 24 tisíc rybníků. Změnil se také současný trend využívání rybníků. Ze strany majitelů je obvykle vyvíjený velký tlak směrem k vysoké hospodářské produkci, která je obvykle v rozporu s ochranou přírody (Cihlár et al., 2005). Ještě do poloviny 20. století byly na našem území běžné oligotrofní rybníky. Ty se nacházely obvykle ve vyšších polohách na neúrodném podkladu kyselých hornin (Hartman et al., 1998). Většina druhů obojživelníků neobývá intenzivně obhospodařované rybníky a vodní nádrže, neboť nejsou schopni přežít nadměrné rybí obsádky (Albrecht & kolektiv, 2003).

4.2 Data

V této práci jsem zpracovávala dvě datové sady: A) data o nálezech čolků z databáze AOPK; B) data z terénního průzkumu. Tyto dva datové soubory se mezi sebou liší v množství a druhu sledovaných environmentálních proměnných. Environmentální proměnné, které jsem sledovala ve vztahu k lokalitám, jsem získala z mapových vrstev: 1) Základní báze geografických dat České republiky (ZABAGED), 2) geografického informačního systému, který je tvořený primárně evidencí zemědělské půdy (LPIS), 3) Digitálního modelu terénu 4. generace s prostorovým rozlišením 5 m (beta verze). Schéma (Obr.6) znázorňuje zdroje dat pro tuto práci.



Obr.6: Schéma zdrojů dat, počtu případů a sledovaných proměnných v této práci

4.2.1 Data z databáze AOPK

Na základě žádosti mi byla poskytnuta Agenturou ochrany přírody ČR vektorová nálezová data pro čolka horského a obecného pro území Jihočeského kraje (AOPK ČR, 2014; Obr.7). Z těchto dat jsem vybrala nálezy v rozmezí let 1995-2015, tak celkový počet nálezů byl 679 č. obecného a 325 č. horského.

4.2.2 Data z Terénního průzkumu

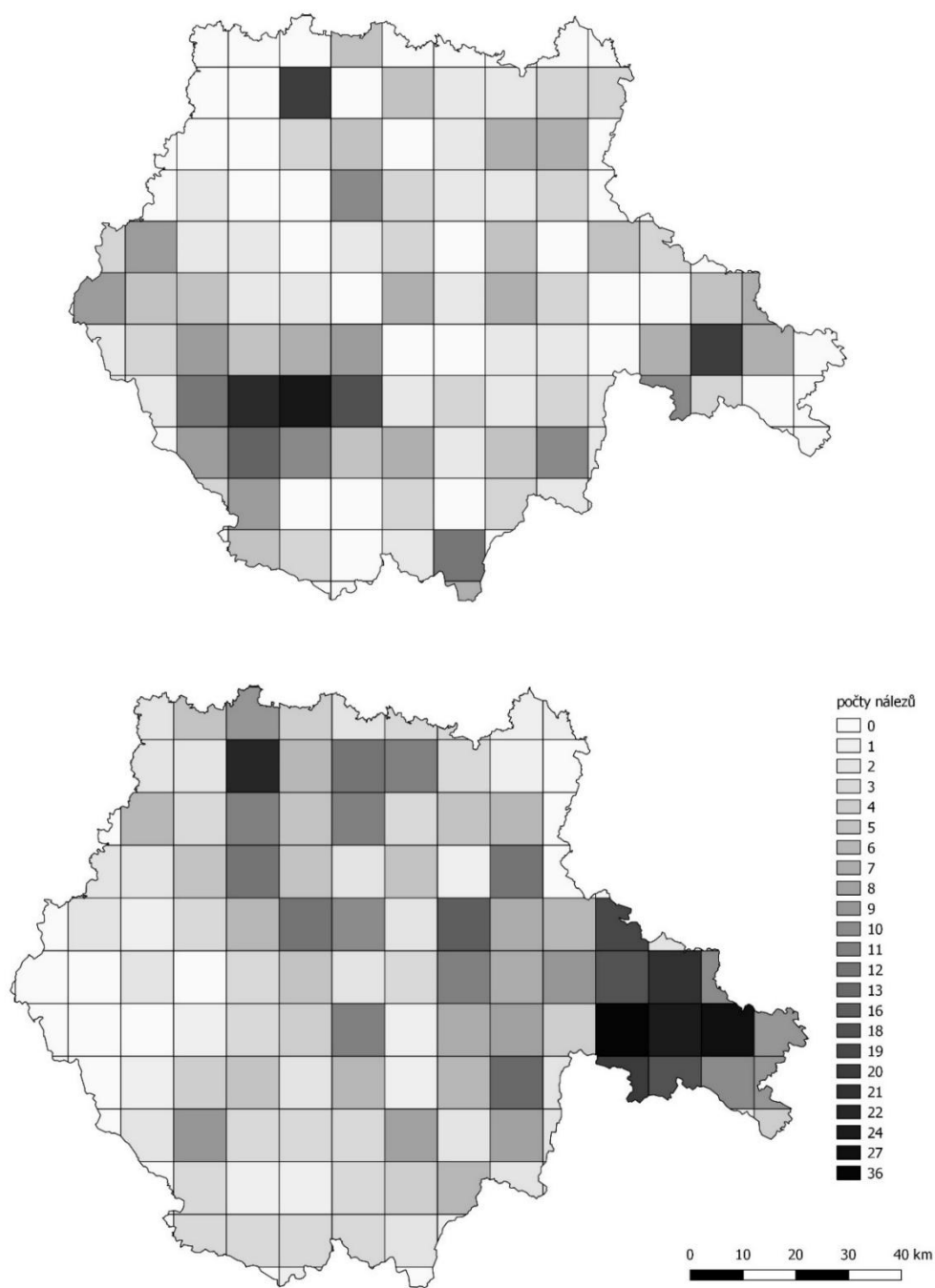
Terénní průzkum probíhal během r. 2014–2015 na území Jihočeského kraje (Obr. 8), kdy byly instalovány živochytné pasti na principu vrše. Tyto pasti byly pokládány od dubna až do června, tj. období, kdy se čolci vyskytují ve vodní fázi. Předmětem terénního průzkumu byla přítomnost dospělců č. horského a obecného. Na každé lokalitě byly instalovány 1 až 5 pastí v závislosti na velikosti vodní plochy. Vlastní terénní průzkum zahrnoval 25 lokalit se 127 položenými pastmi. Celkový počet lokalit byl 148, kde bylo celkem rozmístěno 701 pastí. Pasti byly pokládány tak, aby pokud možno pokryly co největší škálu mikrohabitatů, které se na lokalitě nacházely. Návnadou byla vždy kuřecí játra. Pasti se mezi sebou lišily velikostí a velikostmi vstupů (2.5 a 3.5 cm). Na každé lokalitě byly zastoupeny všechny velikosti pastí se všemi typy vstupů:

1. CHÚ nebo EVL, se stojatou vodou, prioritně bez ryb
2. lokalita extenzivně využívaná s dobrým potenciálem pro rozvoj biodiverzity; s rybí obsádkou nebo bez ní
3. lokalita průměrná s výskytem alespoň malé části přírodního biotopu; pokud možno s rybí obsádkou

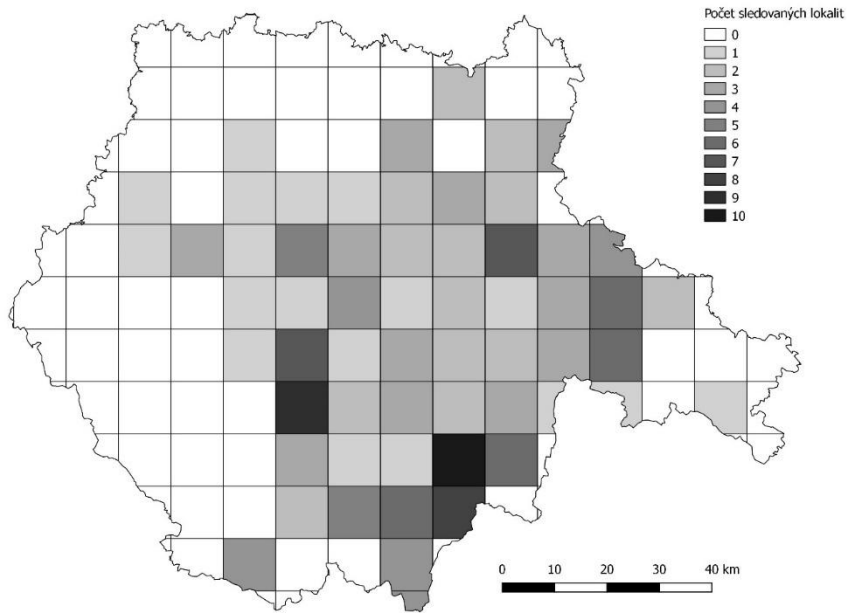
Na každé lokalitě byl zaznamenán charakter lokality, popis nádrže (typ nádrže, vzhled břehu, litorál, průhlednost vody) - Příloha 1,2. U každé pasti byla zaznamenána: velikost pasti, velikost vstupů, zda leží na dně, hloubka v místě pasti, přítomnost detritu, typ podkladu, typ a % vegetace a volné vody. Pasti byly položeny vždy tak, aby doba mezi položením a sebráním nebyla delší než 12 hodin. Do každé pasti byly zavedené prázdné PET lahve, aby nikdy nedošlo

k úplnému poklesnutí pasti a živočichové uvnitř měli možnost pravidelně dýchat. Při vybírání byli chycení čolci determinováni a následně vypuštěni.

Na lokalitách byly měřeny některé chemicko-fyzikální parametry: koncentrace kyslíku, konduktivita, teplota, pH (multimetr WTW Multi 350i) a průhlednost pomocí Snellerova disku (tj. upravený Secchiho disk, který je zasunutý ve válci).



Obr. 7: Orientační přehled výskytu č. horského (nahore), č. obecného (dole) v Jihočeském kraji, zdroj dat: databáze AOPK 1995-2015



Obr. 7: Počty lokalit v terénním šetření v Jihočeském kraji.

4.2.3 Náležitosti žádostí o dotace v OP ŽP

Při podávání žádosti v rámci operačního programu jsou závaznými dokumenty: 1) Závazné pokyny pro žadatele a příjemce podpory v OP ŽP, 2) Implementační dokument, 3) Hodnotící kritéria. První z dokumentů specifikuje, jaké oficiální náležitosti má žádost obsahovat, specifikuje podmínky. Druhý dokument konkretizuje účel dotací. Třetí dokument představuje bodový formulář pro hodnocení záměru. Žadatelé o dotační tituly na obnovu a výstavbu vodních těles zpracovávají svoji žádost v podobě projektové dokumentace, která obsahuje: lokalizaci (nákres, zaznačení do katastrální mapy, fotodokumentaci lokality), vyjádření dotčených orgánů, položkový rozpočet, rozpis a ocenění jednotlivých úkonů), průvodní a technickou zprávu (účel, záměr, zaplavená plocha, objem, podélné a příčné profily, ...). Součástí žádosti jsou i podmínky, které navazují na projektovou dokumentaci a v případě výjimky ji upřesňují. Žadatel zpracovává dokumentaci před poskytnutím dotace.

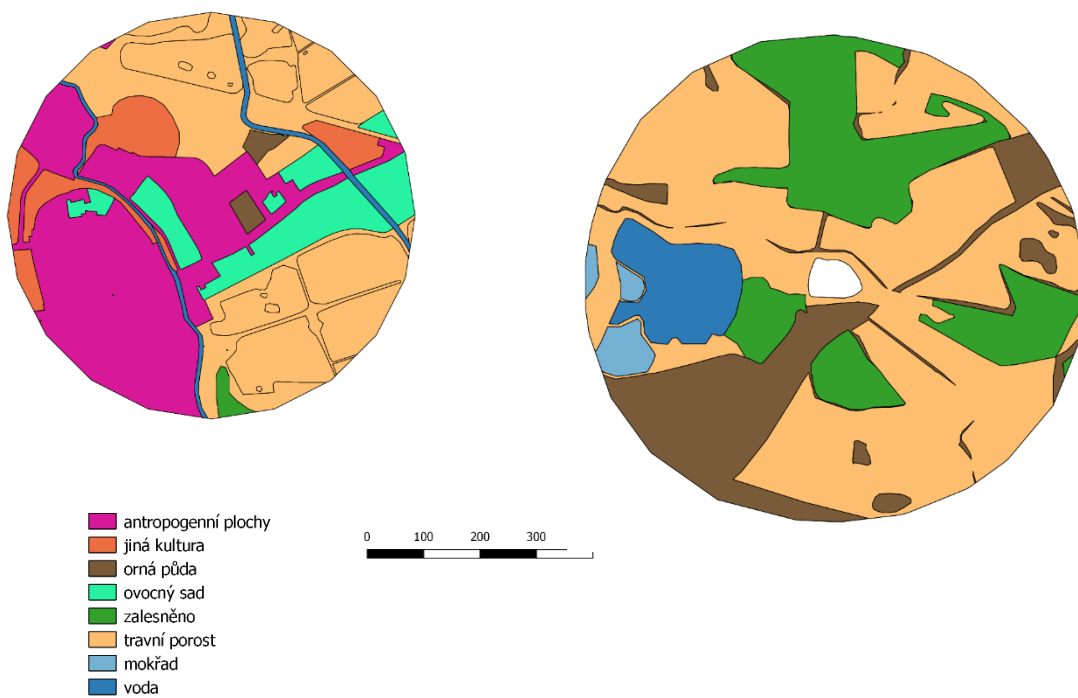
Následně pracovníci AOPK obodují žádost podle bodového formuláře. Toto hodnocení má hlavní váhu na přijetí/nepřijetí žádosti pro poskytnutí finanční podpory. Tento formulář obsahuje dva typy kritérií: technická a ekologická (Příloha 3,4):

- přínos pro biologickou rozmanitost
- lokalizace
- typ opatření
- hledisko přiměřenosti nákladů
- kvalita zpracování záměru z hlediska technického a technologického (vhodnost navrženého řešení a technologie ve srovnání s nejlepším možným postupem)

4.2.4 Analýza dat

V okruhu (bufferu) 400 m od nálezu jsem zjišťovala v prostředí GIS vybrané environmentální proměnné (Tab.a3). Tuto vzdálenost jsem určila na základě průměrné migrační vzdálenosti čolků (Mikátová & Vlašín, 2002; R. Griffiths, 1996; Greenwald, Suckling, & Pimm, 2012; R. A. Griffiths, 1984; Beebe & Griffiths, 2005; Joly, Miaud, Lehmann, & Grolet, 2001). Nálezy jsem pro tento účel rozdělila na dvě skupiny: nálezy, které se nacházejí uvnitř vodní plochy a nálezy, které jsou mimo vodní plochu (definuje proměnná zdroj dat – viz Tab.2). Ke zjištění, zda nález leží/neleží uvnitř vodní plochy jsem použila kombinovanou vrstvu z dat ZABAGEDu a LPISu. Pro skupinu nálezů, které byly mimo vodní plochu, jsem používala k výpočtům vnější zónu (buffer) okolo bodu, pro skupinu uvnitř vodní plochy byla tato zóna okolo polygonu vodní plochy (Obr. 9).

Nulové záznamy o výskytu obou druhů čolků vznikaly při terénním šetření přirozeně, ale pro nálezovou databázi AOPK nulové záznamy neexistovaly, proto jsem je musela vytvořit. Pomocí náhodných bodů rozmístěných v prostoru (do prostoru, kde nebyla zaznamenána přítomnost čolků), byly vytvořeny nulové body. K nim byly spočítány stejné environmentální proměnné jako k bodům nálezů (Tab.2). Poměr nulových bodů k nálezům byl 1:1 pro oba druhy čolků. Nulové záznamy měly stejný charakter vzniku jako nálezy, tedy se členily na dvě skupiny: nulové záznamy mimo a okolo vodních ploch (definuje proměnná zdroj dat – viz Tab.2).



Obr. 9: Příklad dvou odlišných bufferů v závislosti na lokalizaci nálezů: nález mimo vodní plochu, nález okolo vodní plochy.

Tab. 2: Tabulka environmentálních proměnných vztahujících se k lokalitě.

Název proměnné		Vysvětlující poznámka k významu a výpočtu proměnné	Zkratka
Zdroj dat		Příslušnost k vodní ploše nebo volné krajině	zdj
Buffer idh		Jedinečné identifikační číslo pro každý nález	idh
Index krajinného krytu		Podíl příznivých biotopů (vůči celkové ploše bufferu)	Lcind**
povrch	Antropogenní plochy	Zastoupení jednotlivých jednotek krajinného krytu v absolutních hodnotách	atro
	Jiná kultura		jkult
	Mokřad		mokr
	Orná půda		orn
	Ovocný sad		ovoc
	Travní porost		trav
	Voda		vod
%	Antropogenní plochy	% zastoupení jednotlivých jednotek krajinného krytu	atrop
	Jiná kultura		jkultp
	Mokřad		mokrp
	Orná půda		ornp
	Ovocný sad		ovocp
	Travní porost		travp
	Voda		vodp
délka	Železniční trať	Liniová komunikace jako fragmentační prvek	zeltra
	Silnice neevidovaná		silneev
	Dálnice		sildal
	Cesta		cesta
počet	Železniční trať		zeltra_ks
	Silnice neevidovaná		silneev_ks
	Dálnice		sildal_ks
	Cesta		cesta_ks
Plocha bufferu		Povrch zóny 400m okolo nálezu nebo vodní plochy s nálezem	area
Fragmentace		Podíl délky liniových komunikací a plochy bufferu	frag**
Linie		Délka linií polygonů krajinného krytu	eko_d
Počty linií		Počet linií polygonů krajinného krytu	linie_ks
Název proměnné		Vysvětlující poznámka k významu a výpočtu proměnné	
Hustota jednotek krajinného krytu		Podíl délky linií polygonů	ekoedge**

		krajinného krytu a plochy krajinného krytu	
Délka hranice mezi vodní plochou a danou krajinnou jednotkou % hranice mezi vodní plochou a Počet vodních ploch	Jinou kulturou	Délka linie s hraničními biotopy vůči sledované vodní ploše (proměnná pouze pro nálezy uvnitř vodní plochy)	jik_konf_p
	Mokřadem		mokr_konf_p
	Ornou půdou		ornp_konf_p
	Ovocný sadem		ovoc_konf_p
	Travní porostem		trav_konf_p
	Antropogenní plochou		atr_konf_p
% hranice mezi vodní plochou a Počet vodních ploch	Jinou kulturou	% zastoupení jednotlivých hraničních jednotek krajinného krytu (proměnná pouze pro nálezy uvnitř vodní plochy)	jik_konf_p
	Mokřadem		mokr_konf_p
	Ornou půdou		ornp_konf_p
	Ovocný sadem		ovoc_konf_p
	Travní porostem		trav_konf_p
	Antropogenní plochou		atr_konf_p
Průměrný sklon svahu			sloM
Průměrná nadmořská výška			elevM
Směrodatná odchylka ze sklonu svahu			sloSTD
Směrodatná odchylka z nadmořské výšky			elevSTD
Směrodatná odchylka ze sklonu svahu			std
Hustota vodních ploch		Počet vodních ploch k povrchu bufferu	konf_ryb
Leží v chráněném území		Lokalizace uvnitř CHKO, NP, NPR, přírodního parku	prote

(Buffer = zóna výpočtu, okruh okolo nálezu nebo vodní plochy o poloměru 400 m).

**) Vzorce pro výpočet indexů:

$$Lcind = \frac{mokr p + lesp + travp + vodp + ovocp}{2ornp + atop}$$

$$ekoedge = \frac{linie}{2ornp + atop}$$

$$frag = \frac{zeltra + sildal + (cesta + silneev)0.5}{area}$$

Tab. 3: Tabulka environmentálních proměnných vztahujících se k charakteristice pasti.

Název proměnné	zkratka
velikost pasti - malá	M
velikost pasti - velká	V
vstupy velký, velký	VV
vstupy velký, malý	MM
hloubka u pasti	hlou
past leží na dně	nadne
vzdálenost od břehu	vzdal
Typ břehu- rovný	rovny
Typ břehu- úzce sevřený	sevr
Typ břehu- vyklenutý	vykle
Typ břehu- vykrojený	vykro
Typ břehu- zátoka	zato
množství detritu	detrit
Typ podkladu- bahno	bahno
Typ podkladu- jíl	jil
Typ podkladu- písek	pisek
Typ podkladu- kameny	kame
Typ podkladu- skála	skala
Typ podkladu- štěrk	sterk
Typ podkladu- rašelina	ras

Vegetace v místě pasti- rákos	rakos
Vegetace v místě pasti- orobinec	orob
Vegetace v místě pasti- zblochan	zblo
Vegetace v místě pasti- ostřice	ostr
Vegetace v místě pasti- jiná vegetace	janav
Volná voda v místě pasti	volnaV
rybník	pool
Typ vodní plochy - přírodní	nature
Typ vodní plochy - umělá	artif
Zaznamenaný přítok	přítok
Zaznamenaný odtok	odtok
proud	proud
stromy	strom

4.2.5 Zpracování dat

Oproti mnohonásobné regresi je v GLM výhodou, že lze integrovat data s odlišnou statistickou distribucí s odpovídajícím modelováním statistické chyby. Obecnější formulace regresních závislostí v GLM dovoluje kombinovat kontinuální proměnné s kategoriálními proměnnými, například: vzdálenost od břehu a přítomnost lokality v chráněném území (Joly et al., 2001).

Ke zjištění významných environmentálních charakteristik popisujících vodní těleso a jeho okolí jsem použila také GLM. Software, který sloužil pro výběr, verifikace a interpretaci modelů bylo Rstudio (Version 0.99.879 – © 2009-2016 RStudio, Inc). Schéma k výpočtu výsledných proměnných znázorňuje obrázek (Obr. 8).

Samotnému výběru modelů předcházelo ověření autokorelace mezi všemi proměnnými, kde byla stanovena hodnota ± 0.8 . Na základě hodnot autokorelací byly do modelu vybrány vstupní vysvětlující proměnné (Obr.10) Z takto upravených dat bylo pomocí náhodných čísel určeno 75% dat pro vypracování modelu, zbylých 25% bylo následně použito pro verifikaci modelu. Pro testování hypotézy byl využíván konvenční parametrický χ^2 -test a podle binomického statistické distribuce byla zvolena kanonickou funkcí *logit* funkce (Šmilauer, 2007). Signifikantní vysvětlující proměnné byly vybírány postupnou metodou pomocí funkce *step*, která využívá jako kritérium pro výběr *Akaike's Information Criterion* (AIC).

$$AIC = -2(\log \text{-likelihood}) + 2K$$

AIC vychází z logaritmu pravděpodobnosti, kde pravděpodobnost odráží fitování modelu. AIC zahrnuje penalizaci za každý přidávaný parametr, tak aby byl splněn princip parsimonie (Mazerolle, 2006).

Modely se mezi sebou liší v proměnných, které vstupovaly do GLM, proto se liší také výsledné proměnné jednotlivých modelů. Jeden z modelů pro daného čolka (aa1, av1, ta1, tv1) obsahoval všechny vstupní proměnné, mezi nimiž nebyla autokorelace. Protože se druhý sledovaný druh čolka projevoval jako silná vysvětlující proměnná, vytvořila jsem alternace modelů, které neobsahují biotické interakce mezi sledovanými druhy čolků: do modelů aa2, av2, ta2, tv2 nevstupuje druhý druh čolka. Další proměnnou, která měla silný vliv na výskyt č. horského, byla směrodatná odchylka z velikosti vodních ploch, proto jsem udělala alternativní modely, kam tato proměnná nevstupuje. I tyto modely byly bez biotických interakcí druhého sledovaného druhu čolka: do modelů aa3, av3 nevstupuje druhý druh čolka a směrodatná odchylka z velikosti vodních ploch.

Základem pro verifikaci modelu bylo 25% dat nepoužitých pro vytváření modelu. Výsledkem verifikace jsou hodnoty pravděpodobnosti pro každý záznam (pro nález nebo absenci výskytu). Hodnota pravděpodobnosti nabývá hodnot od 0 do 1. Pro účely vyhodnocení modelu byly arbitrárně stanoveny prahy pro pravdivé hodnoty (Tab.4). A pokud je výsledná pravděpodobnost <0.5, pak model předpovídá nulový nález, pokud je pravděpodobnost větší než 0.5, pak model předpovídá nález druhu. Tuto pravděpodobnost (Y) jsem spočítala pomocí funkce *predict* ("R Data Analysis Examples: Logit Regression," n.d.), která vychází z regresní rovnice:

$X = \text{intercept} + \text{koeficient} * \text{daná proměnná}$

$$y = \frac{e^x}{1 + e^x}$$

Seznam proměnných pro modely z databáze AOPK^{*)}

zdj+Lcind+atrop+jkultp+mokrp+ornp+ovocp+travp+vodap+area+frag+ekoedge+rybn+vody+el
evM+elevST+sloM+sloST+std+vulgaris+ alpestris

Seznam proměnných pro modely z terénního průzkumu ^{*)}

voda_id+M+V+VV+VM+hlou+nadne+vzdal+rovny+sevr+vykle+vykr+zato+detrit+bahno+jil+
pisek+kame+skala+sterk+ras+Rakos+Orob+Zblo+Ostr+jinav+VolnaV+prote+pool+nature+artif
+pritok+odtok+proud+strom+Lcind+atrop+jikup+mokrp+ovocp+travp+vodap+lesp+vody+std+
eko_d+ekoedge+frag+konf_ryb+sloM+elevM+atr_konf+mokr_konf+orn_konf+ovoc_konf+trav
_konf +les_konf+vulgaris+alpestris

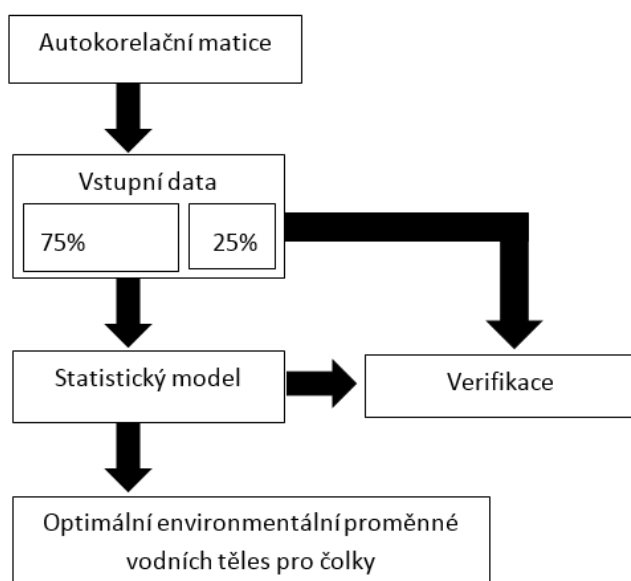
*) Vysvětlivky k seznamu proměnných

alpestris= přítomnost Mesotriton alpestris; **area**= velikost bufferu; **artif**= charakter vodní plochy- uměle vytvořená; **atr_konf**= % délka styčné plochy antropogenních ploch s vodní plochou; **atrop**= % antropogenní plochy; **bahno**= přítomnost bahna v okolí pasti; **detrit**= přítomnost detritu; **ekoedge**= hustota ekotonů, **eko_d**= délka všech linií ekotonů; **elevM**= průměrná nadmořská výška; **elevST**= směrodatná odchylka z nadmořské výšky; **frag**= fragmentace liniiovými komunikacemi; **hlou**= hloubka v okolí pasti; **jil**= typ podkladu- jíl; **jinav**= přítomnost dalších druhů vegetace; **jikulp**= % jiné kultury; **kame**= typ podkladu v okolí pasti- kamenitý; **konf_ryb**= hustota vodních ploch; **Lcind**=landcoverový index, **les_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou a lesním porostem; **lesp**=% lesní půdy; **M**= velikost pasti-malá; **mokr_konf**= % délka styčné plochy mokřadů a vodních ploch; **mokrp**= % mokřadních ploch; **nadne**= past leží na dně; nature= typ vodní plochy-přírodní; **odtok**= přítomnost odtoku; **Orob**= přítomnost orobince v okolí vegetace; **orn_konf**= % délka styčné plochy orné půdy a vodní plochy; **ornp**= % orné půdy; **Ostr**= typ vegetace-ostřice; **ovoc_konf**= % délka styčné plochy ovocných sadů a vodní plochy; **ovocp**= % ovocných sadů; **pool**= rybník; **pisek**= typ podkladu v okolí pasti- písčitý; **pool**= typ vodní plochy-rybník; **pritok**= je přítomný přítok; **prote**= lokalita leží ve zvláště chráněném území; **proud**= přítomnost proudu; **Rakos**= typ vegetace-rakos; **ras**= typ podkladu-rašelina; **rovny**= typ břehu-rovný; **sevr**= typ břehu- sebřený; **skala**= typ podkladu-skála; **sterk**= typ podkladu-štěrk; **sloM**= průměrný sklon svahu; **sloST**= směrodatná odchylka ze sklonu svahu; **std**= směrodatná odchylka z velikosti; **sterk**= typ podkladu- štěrk; **strom**= přítomnost stromů v okolí pasti; **travp**= % travních porostů; **trav_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou s nálezem a travním porostem; **travp**= % travních porostů; **V**= velikost pasti- velká; **VM**= velikosti vstupů do pasti-velký + malý; **VV**= velikost vstupů velký + velký; **vody**= počet vodních ploch; **vulgaris**= přítomnost Lissotriton vulgaris; **voda_id**= příslušnost k totožné vodní ploše;**vodap**= % vodních ploch; **vody**= počet vodních ploch**VolnaV**= volná vodní hladina v okolí pasti; **vykle**= typ břehu-vyklenutý; **vykr**= typ břehu- vykrojený; **vzdal**= vzdálenost umístění pasti od okraje břehu; **zato**= typ břehu-zátoka; **Zblo**= typ vegetace-zblochan; **zdj**= zdroj nálezu uvnitř nebo mimo vodní plochu

Tab.4: Přehled logiky pro výpočty verifikací

model			skutečnost	výsledek verifikace
pravděpodobnost	prahy	výsledky předpovědi modelu	25% dat pro verifikaci	
<0.25	0.25 a 0.75	0	0	pravda
<0.25		0	1	nepravda
>0.75		1	1	pravda
>0.75		1	0	nepravda
<0.5	0.5	0	0	pravda
<0.5		0	1	nepravda
>0.5		1	0	pravda
>0.5		1	1	nepravda

Hodnoty koeficientů a interceptu jsou součástí výstupů funkce *predict*. Posléze byl pro účely hodnocení modelů vypočítán pro každý model pseudo R2 (Tab.7), který představuje obdobu R2 pro GLM. Pro vyhodnocení vlivu jednotlivých vysvětlujících proměnných na vysvětlovanou proměnnou (přítomnost čolka) byly vypočítány χ^2 -testem pravděpodobnosti.



Obr. 10: Schéma výpočtu výsledných proměnných.

5 VÝSLEDKY

Hlavním výsledkem statistické analýzy byl seznam proměnných, které mají signifikantní vliv na výskyt daného druhu. Z databáze AOPK jsem vytvořila pro každý druh 3 modely (aa1, aa2, aa3, av1, av2, av3), ze souboru vlastních terénních dat to byly 2 modely pro každý druh (ta1, ta2, tv1, tv2).

5.1 Výsledky verifikace

Při porovnání výsledků verifikace modelů (Tab.5, Tab.6) je patrné, že při použití prahu 0.5 jsou výsledná procenta shody reálných pozorování a predikcí vyšší než při použití prahů 0.25 a 0.75. V druhém případě se jedná o přísnější metodu vyhodnocení výsledků modelu. Zajímavé je porovnání výsledků verifikace jednotlivých modelů. Modely, které obsahovaly o jednu či dvě proměnné méně vykazovaly téměř vždy nižší % shody modelované skutečnosti s realitou než modely, do nichž vstupovala kompletní sada vysvětlujících proměnných, např. porovnání aa3 a aa1. Tento fenomén se objevil u obou použitých způsobů verifikace (1 a 2 prahy). Výjimku tvoří pouze modely založené na datech z terénního pozorování, kde se u modelů pro č. horského (ta1, ta2) při verifikaci skrze jeden práh objevuje přesně opačná tendence, tedy čím více proměnných, tím méně % shody modelované skutečnosti a reality. Variací této výjimky jsou modely pro čolka obecného, kde se počet proměnných neprojeví a modely tv1 a tv2 mají stejné % shody.

5.2 Porovnání modelů vytvořených z databáze AOPK:

Ve všech modelech AOPK (Tab.7) se mezi výslednými vysvětlujícími proměnnými objevila *plocha bufferu* (area), *hustota ekotonů* (ekoedge), *průměrná nadmořská výška* (elevM), *směrodatná odchylka z velikosti vodních ploch* (std), *fragmentace komunikacemi* (frag) a to kromě modelu (av3), kde byla *fragmentace* cíleně vynechána. Téměř ve všech modelech se objevila mezi výslednými proměnnými *% mokřadních ploch* (mokr) a *% travních porostů* (travp).

Na rozdíl od č. obecného je výskyt č. horského vysvětlován modely také proměnnou *počet vodních ploch* (vody). Index krajinného krytu, jako zástupce poměru pro čolky příznivých a nepříznivých jednotek krajinného krytu, byl signifikantní proměnnou pouze v modelu pro čolka horského bez biotických interakcí s druhým druhem, tj. modely aa2, aa3. Naopak v modelech

pro č. obecného se projevila mezi výslednými vysvětlujícími proměnnými proměnná určují, zda nález leží uvnitř vodní plochy (v rámci vrstvy ZABAGED) nebo mimo ni.

5.3 Porovnání modelů z dat terénních průzkumů

Podle našich očekávání se v modelech z terénního šetření (Tab. 8) projevila mezi výslednými vysvětlujícími proměnnými proměnná popisující podklad v okolí pasti – zde konkrétně proměnná *pisek*. U modelů pro výskyt č. horského jsou výsledné vysvětlující proměnné shodné. Z těchto modelů vyplývá, že mezi vysvětlujícími proměnnými se objevují především proměnné popisující charakter pasti - *velikost vstupů* (VV), *velikost pasti* (M), *typ podkladu* (pisek, kame), *typ břehu* (vykle, zato), *typ tůně* (artif) s výjimkou *průměrné nadmořské výšky* (elevM). Tento trend se u modelů pro č. obecného neprojevuje.

5.4 Porovnání modelů mezi sebou

Podle pseudo R squareds lze modely porovnat mezi sebou (Tab. 9) a je patrné, že pro modely č. obecného bylo % vysvětlené variability vyšší u modelů založených na datech z nálezové database AOPK než u modelů terénních průzkumů. V modelech založených na datech z nálezů AOPK vždy klesá % vysvětlené variability s klesajícím počtem vstupních proměnných. Takže modely bez biotických interakcí s dalším druhem čolka vysvětlují méně % variability než modely, které další druh čolka zahrnují jako vstupní proměnnou. U modelů č. obecného založených na terénních datech se toto % neliší pro model bez biotických interakcí s č. horským (tv2) a pro model včetně interakcí (tv1).

Zhodnocení vstupních proměnných uvádí tabulky (Tab.10), které vznikly srovnáním nulového modelu a modelu se všemi vstupními proměnnými (aa1, av1, ta1, tv1). Koeficienty vyjadřují směrnici přímky v regresní závislosti, kdy hodnoty koeficientů ukazují, zda byl vliv pozitivní či negativní.

Výsledky verifikace:

Tab.5: Výsledky verifikace modelů z databáze AOPK – shoda výsledků modelu s terénním průzkumem

Vysvětlovaná proměnná	Název modelu	Proměnné vstupující do modelu	Prahy pravděpodobností	Shoda modelu s terénním průzkumem
alpestris	aa1	všechny	0.25 a 0.75	63%
	aa2	bez vulgaris	0.25 a 0.75	46%
	aa3	bez vulgaris a bez % orné půdy	0.25 a 0.75	49%
	aa1	všechny	0.5	84%
	aa2	bez vulgaris	0.5	79%
	aa3	bez vulgaris a bez % orné půdy	0.5	78%
	vulgaris	av1	všechny	0.25 a 0.75
av2		bez alpestris	0.25 a 0.75	63%
av3		bez vulgaris a fragmentace	0.25 a 0.75	65%
av1		všechny	0.5	86%
av2		bez alpestris	0.5	78%
av3		bez vulgaris a fragmentace	0.5	78%

Tab.6: Výsledky verifikace z terénních pozorování - shoda výsledků modelu s terénním průzkumem

Vysvětlovaná proměnná	Název modelu	Proměnné vstupující do modelu	Prahy pravděpodobností	Shoda modelu s nálezy
alpestris	ta1	všechny	0.25 a 0.75	82%
	ta2	bez vulgaris	0.25 a 0.75	81%
	ta1	všechny	0.5	82%
	ta2	bez vulgaris	0.5	86%
Vulgaris	tv1	všechny	0.25 a 0.75	96%
	tv2	bez alpestris	0.25 a 0.75	94%
	tv1	všechny	0.5	98%
	tv2	bez alpestris	0.5	98%

Tab. 7: Pořadí výsledných proměnných podle průkazného vlivu, tabulka pro modely z databáze AOPK.

Datová sada nálezů	AOPK					
	alpestris			vulgaris		
Vysvětlovaná proměnná	aa1	aa2	aa3	av1	aa2	aa3
Model						
Pořadí proměnných						
1	ornp	std	Lcind	frag	std	Lcind
2	std	elevM	std	alpestris	elevM	std
3	vulgaris	travp	elevM	ekoedge	travp	elevM
4	vody	vody	travp	area	vody	travp
5	ekoedge	ekoedge	ekoedge	elevM	ekoedge	ekoedge
6	frag	Lcind	vody	ovocp	Lcind	vody
7	travp	frag	frag	std	frag	frag
8	elevM	area	area	zdj	area	area
9	ovocp	mokrp	mokrp	travp	mokrp	mokrp
10	area	-	-	ornp	-	-
11	-	-	-	mokrp	-	-

*)vysvětlivky k seznamu proměnných:

alpestris= přítomnost Mesotriton alpestris; **area**= velikost bufferu; **artif**= charakter vodní plochy- uměle vytvořená; **detrit**= přítomnost detritu; **ekoedge**= hustota ekotonů, **elevM**= průměrná nadmořská výška; **frag**= fragmentace liniovými komunikacemi; **hlou**= hloubka v okolí pasti; **jinav**= přítomnost dalších druhů vegetace; **kame**= typ podkladu v okolí pasti- kamenitý; **les_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou a lesním porostem; **M**= velikost pasti-malá; **mokrp**= % mokřadních ploch; **Orob**= přítomnost orobince v okolí vegetace; **ornp**= % orné půdy; **ovocp**= % ovocných sadů; **pool**= rybník; **pisek**= typ podkladu v okolí pasti- písčité; **prote**= lokalita leží ve zvláště chráněném území; **rovny**= typ břehu-rovný; **sloM**= průměrný sklon svahu; **std**= směrodatná odchylka z velikosti; **trav_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou s nálezem a travním porostem; **travp**= % travních porostů; **V**= velikost pasti- velká; **VM**= velikosti vstupů do pasti-velký + malý; **vody**= počet vodních ploch; **vulgaris**= přítomnost Lissotriton vulgaris; **voda_id**= příslušnost k totožné vodní ploše; **VolnaV**= volná vodní hladina v okolí pasti; **vykr**= typ břehu- vykrojený; **vzdal**= vzdálenost umístění pasti od okraje břehu; **zdj**= zdroj nálezu uvnitř nebo mimo vodní plochu

Tab.8: Pořadí výsledných proměnných podle průkazného vlivu, tabulka pro modely z terénních dat

Datová sada nálezů	TERÉN			
Sledovaná proměnná	alpestris		vulgaris	
Model	ta1	ta2	tv2	ta2
Pořadí proměnných				
1	kame	kame	trav_konf	kame
2	orn_konf	orn_konf	ovocp	orn_konf
3	elvM	elevM	frag	elevM
4	M	M	Rakos	M
5	Zblo	Zblo	ekoedge	Zblo
6	artif	artif	std	artif
7	pisek	pisek	konf_ryb	pisek
8	VV	VV	strom	VV
9	zato	zato	jikup	zato
10	travp	travp	mokr_konf	travp
11	-	-	pisek	-
12	-	-	vykle	-
13	-	-	hlou	-

*)vysvětlivky k seznamu proměnných:

alpestris= přítomnost Mesotriton alpestris; **area**= velikost bufferu; **artif**= charakter vodní plochy- uměle vytvořená; **detrit**= přítomnost detritu; **ekoedge**= hustota ekotonů, **elevM**= průměrná nadmořská výška; **frag**= fragmentace liniovými komunikacemi; **hlou**= hloubka v okolí pastí; **jinav**= přítomnost dalších druhů vegetace; **kame**= typ podkladu v okolí pastí- kamenitý; **les_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou a lesním porostem; **M**= velikost pastí-malá; **mokrp**= % mokřadních ploch; **Orob**= přítomnost orobince v okolí vegetace; **ornp**= % orné půdy; **ovocp**= % ovocných sadů; **pool**= rybník; **pisek**= typ podkladu v okolí pastí- písčité; **prote**= lokalita leží ve zvláště chráněném území; **rovny**= typ břehu-rovný; **sloM**= průměrný sklon svahu; **std**= směrodatná odchylka z velikosti; **trav_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou s nálezem a travním porostem; **travp**= % travních porostů; **V**= velikost pastí- velká; **VM**= velikosti vstupů do pastí-velký + malý; **vody**= počet vodních ploch; **vulgaris**= přítomnost Lissotriton vulgaris; **voda_id**= příslušnost k totožné vodní ploše; **VolnaV**= volná vodní hladina v okolí pastí; **vykr**= typ břehu- vykrojený; **vzdal**= vzdálenost umístění pastí od okraje břehu; **zdj**= zdroj nálezů uvnitř nebo mimo vodní plochu

Tab. 9: Pseudo R-squareds znázorňují % vysvětlené variability modelem.

zdroj dat:	AOPK						TERÉN			
sledovaná proměnná:	alpestris			vulgaris			alpestris		vulgaris	
název modelu:	aa1	aa2	ta1	ta2	tv1	tv2	aa3	av1	av2	av3
r2ML	41.22%	34.79%	11.26%	11.04%	21.80%	21.66%	34.79%	49.00%	41.69%	35.77%
r2CU	55.26%	46.64%	50.37%	49.36%	43.09%	42.82%	46.64%	66.64%	56.69%	48.65%

Tab. 10: Tabulka použitých proměnných a jejich koeficientů (modře jsou vyznačeny záporné hodnoty; seznam zkratek je uvedený pod tabulkami pod čarou)

aopk	
alpestris	
Int.	2.58
frag	-0.02
area	-0.02
travp	-0.03
ornp	-0.04
ovocp	-0.07
std	-0.07
vody	-0.15
vulgaris	-2.06
elevM	0.00
ekoedge	0.00

aopk	
vulgaris	
Int.	7.93
area	0.00
ekoedge	-0.01
elevM	-0.02
frag	-0.03
mokrp	-0.03
ornp	-0.03
ovocp	-0.06
std	-0.16
travp	-1.75
zdj	-2.72
alpestris	0.00

TERÉN-	
ALPESTRIS	
Int.	-31.62
prote	0.00
les_konf	0.00
trav_konf	-0.01
sloM	-0.68
orn_konf	-1.73
Zblo	-12.98
VV	-22.72
artif	-22.82
kame	23.52
pisek	23.36
rovny	2.19
M	1.92
vulgaris	1.00
elevM	0.01
voda_id	0.00

TERÉN	
VULGARIS	
Int.	-0.45
les_konf	0.00
trav_konf	0.00
prote	-0.01
hlou	-0.01
vzdal	-0.02
frag	-0.04
vykr	-0.31
ovocp	-0.47
nadne	-0.73
detrit	-0.86
M	0.59
VM	0.50
alpestris	0.46
V	0.25
kame	0.16
Orob	0.09
pool	0.00
jinav	0.00
VolnaV	0.00

alpestris= přítomnost Mesotriton alpestris; **area**= velikost bufferu; **artif**= charakter vodní plochy- uměle vytvořená; **detrit**= přítomnost detritu; **ekoedge**= hustota ekotonů, **elevM**= průměrná nadmořská výška; **frag**= fragmentace liniovými komunikacemi; **hlou**= hloubka v okolí pasti; **jinav**= přítomnost dalších druhů vegetace; **kame**= typ podkladu v okolí pasti- kamenitý; **les_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou a lesním porostem; **M**= velikost pasti-malá; **mokrp**= % mokřadních ploch; **Orob**= přítomnost orobince v okolí vegetace; **ornp**= % orné půdy; **ovocp**= % ovocných sadů; **pool**= rybník; **pisek**= typ podkladu v okolí pasti- písčité; **prote**= lokalita leží ve zvláště chráněném území; **rovny**= typ břehu-rovný; **sloM**= průměrný sklon svahu; **std**= směrodatná odchylka z velikosti; **trav_konf**= % styčné plochy mezi vodní plochou s nálezem a travním porostem; **travp**= % travních porostů; **V**= velikost pasti- velká; **VM**= velikosti vstupů do pasti-velký + malý; **vody**= počet vodních ploch; **vulgaris**= přítomnost Lissotriton vulgaris; **voda_id**= příslušnost k totožné vodní ploše; **VolnaV**= volná vodní hladina v okolí pasti; **vykr**= typ břehu- vykrojený; **vzdal**= vzdálenost umístění pasti od okraje břehu; **zdj**= zdroj nálezů uvnitř nebo mimo vodní plochu

5.5 Výsledky porovnání modelů a metodik pro poskytování dotací v rámci OP ŽP

Tabulka 10 vznikla porovnáním hodnotících kritérií pro realizaci záměru a výsledků z modelů. Tato tabulka představuje zároveň navržená rozšíření hodnotících kritérií na základě výsledných významných proměnných v modelech. Tato tabulka představuje rozšíření obecných kritérií na kritéria navržená pro č. obecného a zároveň č. horského. V prvním bodě je žádost hodnocená z hlediska biodiverzity. Záměry, které nejsou přínosem, mohou být na základě tohoto jediného bodu zamítnuty. Mozaikovitost krajiny se v modelech odráží skrze *hustotu ekotonů*. V případě obojživelníků je lépe vytvářet menší a členitější vodní plochy, které umožňují koexistenci více druhů. Oba druhy čolků reagovaly na *typ břehu*, který poskytuje živočichům škálu vhodných a méně vhodných úkrytů ve vodě. Hodnotící kritérium, které zvýhodňuje projekty umístěné ve zvláště chráněných územích (ZCHÚ) se neshoduje s výsledky modelu (ta1, tv1), neboť výskyt čolků je negativně korelovaný s výskytem v ZCHÚ. To může být způsobeno managementem, který podporuje jiný zájmový druh v ZCHÚ. Naopak ZCHÚ můžou ze své podstaty podléhat menšímu zatížení krajiny vlivem člověka. V souvislosti s tímto bodem by bylo vhodné ověřit, jak je v místě záměru krajina fragmentovaná liniiovými komunikacemi. Dopravní komunikace představují pro obojživelníky migrační bariéru a pokud by míra fragmentace byla příliš vysoká, bylo by lepší záměr profilovat pro jinou cílovou skupinu organismů, než jsou obojživelníci. Bod, který hodnotí finanční rozvahu nákladů projektu, by měl od výše finančních nákladů záměru povinně zahrnovat podmínku, aby žadatel podporoval rozrůzněnost tvaru břehů a vytvářet mělčiny, tak aby byl dostatečně podpořen rozvoj litorální vegetace. Posledním hodnotícím bodem je technologické a technické zpracování, kde by opět měl být zdůrazněn vývoj různorodého litorálu z hlediska technické stránky. Například rozmístit menší tůně tak, aby se do nich při přelivu vody nedostaly ryby.

Tab. 10: Doplnky k hodnotícím kritériím pro poskytnutí dotací v rámci Osy 6.4: Optimalizace vodního režimu krajiny.

Hodnotící kritéria AOPK	Korespondující proměnné v modelech	Navržená rozšíření kritérií
přínos pro biologickou rozmanitost	1. hustota ekotonů 2. typ břehu	1. záměr přispěje k rozvoji mozaikovitosti biotopů 2. zajistí diverzifikaci břehů a litorálu
lokalizace	3. fragmentace 4. průměrná nadmořská výška	3. +4. zvážit umístění projektu vůči migračním bariérám, případně uskutečnit opatření
hledisko přiměřenosti nákladů	5. typ břehu 6. typ vegetace	5. +6. Dbát na rozrůzněnost tvaru břehů se záměrem podpořit rozvoj litorální vegetace
kvalita zpracování záměru z hlediska technického a technologického (vhodnost navrženého řešení a technologie ve srovnání s nejlepším možným postupem)	7. typ podkladu 8. typ břehu	7.+ 8. zajistit diverzifikaci litorálu

6 DISKUZE

6.1 Porovnání modelů z nálezových dat a terénních odběrů

Jak ukazují výsledky srovnání modelů založených na nálezových datech a na terénních odchytech, jako více robustní se jeví modely vycházející z nálezových dat. Důvodem je, že tyto modely pokrývají delší časovou škálu a větší území. Na druhou stranu, nulové záznamy (tj. nepřítomnost druhu) byly vytvořeny uměle, což snižuje vypovídací hodnotu takovýchto dat. Naopak modely vycházející z terénních odběrů blíže specifikují proměnné vztahující se k charakteru vodní nádrže, nulové záznamy o výskytu vznikly přirozeně, ale na druhou stranu data vycházejí pouze ze dvou sezónních sběrů. Je potřeba podotknout, že úspěšnost odchyty druhu roste se zmenšující se plochou nádrže, což znamená, že odchyťová vrš u malých tůň má vyšší úspěšnost při odchyty čolků než u velkých rybníků. V případě modelů z terénních dat by tento fenomén mohl mít dvě vysvětlení: Nejprve, na velkých nádržích je obvykle početná rybí obsádka, která ohrožuje populace obojživelníků (Denoël & Lehmann, 2006; Joly et al., 2001; Kolář et al., 2017) ; nebo za druhé, na menší ploše by mohl být odběr prováděný precizněji, což by vedlo k podhodnocování výsledků větších vodních ploch (Joly et al., 2001).

Výsledky verifikace, tedy výsledná % shody modelované skutečnosti a reality ukazují, že byly úspěšnější modely založené na terénních datech než modely založené na databázi AOPK. V tomto bodě je opět nutné podotknout, že modely AOPK a modely z terénního pozorování vycházejí z odlišných dat, kdy se liší celkový počet nálezů a mimo jiné poměry nálezů a nulových nálezů sledovaného druhu. Proto porovnávání výsledků těchto dvou odlišných větví modelů může být zavádějící.

6.2 Vliv jednotlivých proměnných

Část sledovaných vysvětlujících proměnných u modelů na základě terénních dat (ta_1 , ta_2 , tv_1 , tv_2) se vztahovala k okolí nálezu, a tak reprezentovala zjednodušenou formou nároky čolků na terestrické habitaty. Druhá část proměnných popisovala přímo danou lokalitu/místo odběru – podle nich lze zjednodušeně popsat preferenci akvatických stanovišť danými druhy. Mezi proměnnými popisujícími okolí lokality se téměř ve všech modelech objevila *fragmentace liniiovými komunikacemi* (frag) a *hustota jednotek krajinného krytu* (ekoedge). S rostoucí

fragmentací krajiny se snižuje migrační potenciál krajiny. Obecně by čolci, jakožto druhy, které migrují několikrát během roku, mohli představovat vhodný indikátor fragmentace krajiny. Vedle fragmentace se výrazně projevila hustota jednotek krajinného krytu, která odráží hustotu ekotonů a celkovou heterogenitu prostředí. Mozaikovitost krajiny je pro výskyt obojživelníků a řadu dalších organismů žádoucí (Zavadil et al., 2011). Pro správnou interpretaci této proměnné je však nutné uvést, že hustota jednotek krajinného krytu může růst i v krajině s rozvinutou infrastrukturou, kde se střídají urbánní prvky jako je zástavba, intenzivně obhospodařovaná orná půda nebo vodní nádrže.

S hustotou ekotonů souvisí i vliv další proměnné *počet vodních ploch* (vody). Ta se projevila pouze u modelů pro č. horského z AOPK databáze. Dalo by se očekávat, že v oblastech (například Třeboňsko), kde se vyskytují velké vodní nádrže s hrázemi, které na sebe těsně navazují, bude klesat i mozaikovitost. Ale v případě, že mozaikovitost nebude klesat a vodními plochami budou extenzivně využívané rybníky nebo tůňe, lze očekávat, že výskyt čolků poroste. Je ale nutné podotknout, že pro druhy, které operují se suchozemským i vodním prostředím, je podstatná konfigurace těchto dvou prostředí. Tam, kde je velké množství tůňek, překvapivě hraje terestrické prostředí větší roli než tam, kde je tůňí málo (Joly et al., 2001). Tato závislost vychází pravděpodobně z potenciálu biotopu poskytovat vhodné úkryty na souši.

V kontextu velikosti vodních ploch je ve všech modelech vycházejících z AOPK databáze signifikantní proměnnou *velikost bufferu* (area), která vychází ze samotné velikosti vodní plochy, s níž byl nález spojený. Z výsledků modelů vyplývá, že s rostoucí velikostí vodní plochy klesá pravděpodobnost výskytu obou sledovaných druhů čolka. Pokud nález čolka nebyl připojen k žádné vodní ploše z mapové vrstvy ZABAGEDu, nejednalo se s největší pravděpodobností o nález na souši, ale o nález uvnitř vodní plochy, která v mapové vrstvě nebyla obsažená. Tudíž malá *velikost bufferu* představuje pravděpodobně nálezy z menších vodních těles, jako jsou menší rybníčky, drobné mokřady. Tato vrstva však neobsahuje ty nejdrobnější vodní plošky nebo periodické tůňky jako jsou malé tůňky či jen zaplavené rýhy od zemědělských strojů. Souhrnně lze říct, že proměnná *velikost bufferu* v sobě obsahuje proměnnou *velikost vodní plochy*, ale pouze po určitou hraniční velikost.

Některé pro čolky teoreticky nepříznivé habitaty, například orná půda, vykazovaly ve srovnání s těmi příznivými, například travní porost, opačný trend vlivu jejich výskytu. K takovým

závěrům lze dospět podle porovnání koeficientů. Ale právě předpoklad, že travní porost je vždy příznivý a orná půda tvoří nepříznivý biotop, může být mylný. Na tomto místě má přednost intenzita využívání plochy, proto například jednotka krajinného krytu *travní porost* může být také neudržovanou zarůstající loukou nebo naopak vysoce intenzivně využívaný travní porost, kdy jde v obou těchto případech je z hlediska migrace o nepříznivý biotop. Z tohoto důvodu by bylo vhodné zahrnout vedle landcoveru také land-use, který by rozšiřoval vlastnosti jednotlivých ploch.

Interpretace kvality habitatů je jednou z největších limitací statických modelů. Stanovení kvality habitatu ze statických modelů, tj. modelů nezahrnujících dynamické procesy a stochasticitu, může být ze vzorku výskytu nebo pozorování zavádějící (Fletcher, Young, Hutto, Noson, & Rota, 2011b).

Předpokládá se, že s rostoucí kvalitou habitatu roste i velikost populace do nosné kapacity prostředí. V momentě, kdy schopnost naplňovat potřeby daného druhu je stejná jako je schopnost ve zdrojovém habitatu, začnou organismy využívat “podřadné” okolní habitaty. S rostoucí populací v čase roste i počet využívaných habitatů. Tudíž základní teorie o výběru habitatu předpovídá, že pozorovaný vztah druhu vůči prostředí (tj. šíře obývaných habitatů) se mění s fluktuací populace (Fletcher, Young, Hutto, Noson, & Rota, 2011a). V případě modelů vytvořených v této práci by mohl výskyt čolků v nádržích obklopených nepříznivým habitatem znamenat, že populace byla natolik početná, že jedinci obsadili i méně příznivé habitaty, například tůně v zahrádkách nebo v městské zeleni. Tento trend by mohl být opět vysvětlený záměnou příznivého a nepříznivého biotopu: zahrádka nebo městský park nemusejí být v každém případě nepříznivým biotopem.

Z pohledu hodnocení kvality habitatu by mohla být vodítkem i data o abundanci daných druhů. Za předpokladu přímé úměrnosti mezi naměřenou abundancí druhu a obsazeností habitatu, nebo také hustotou jedinců v habitatu, lze zjednodušeně shrnout, že obsazenost habitatu může odrážet jeho kvalitu. Kvalitu habitatu lze posuzovat podle hustoty jedinců, produkce potomků a přežívání. Jedním z důvodů, proč by bylo používání abundance čolků zavádějící, je fakt, že čolci využívají v průběhu různých ročních i vývojových obdobích odlišné habitaty. V případě jednoho sezónního pozorování je doporučeným postupem sledovat habitat, který je zásadní pro úspěšné přežití a reprodukci jedinců (Horne, 2007).

6.3 Srovnání habitatových nároků obou druhů

Jedním z cílů této práce bylo vytvoření habitatových modelů výskytu č. horského a obecného. Oba druhy se vyskytují na celém území České republiky, ale jsou u nich patrné odlišné habitatové nároky. Předpoklad, že se tyto rozdíly odrazí i ve výsledných modelech, se částečně potvrdil. Z modelů z databáze AOPK vyplývá, že výskyt č. horského na rozdíl od č. obecného pozitivně ovlivňuje *průměrná nadmořská výška*. Tento výstup je možné vysvětlit tím, že č. horský je víc rezistentní vůči nízkým teplotám a suchu (Cirovic, Radovic, & Vukov, 2008) a má tak větší ekologickou valenci vůči nadmořské výšce a je tedy pro něj z tohoto hlediska vhodných více lokalit než pro č. obecného. V návaznosti na teplotu v modelech vycházejících z terénního průzkumu se u č. horského neprojevila významně přítomnost stromů na břehu. Z literatury vyplývá, že č. horský preferuje tůň s nižší teplotou vody a alespoň částečně zastíněné tůně (R. Griffiths, 1996; Moravec, 1994). V modelech založených na datech z terénního šetření reagoval č. obecný citlivěji na proměnné popisující okolí pastí a vodní prostředí. Tento fakt může být způsoben vyšším počtem nálezů přítomnosti ve srovnání s druhým sledovaným druhem. Nicméně, výsledky o přítomnosti vegetace pro oba sledované druhy nejsou zcela jednoznačné, ačkoli literatura uvádí, že pro vývoj vajíček je vegetace nezbytná -č. obecný, nebo velmi příznivá - č. horský (Mikátová & Vlašín, 2002). Tato chyba může plynout z povahy dat, protože terénní odchyt se soustředil výhradně na dospělce a jeho součástí nebyla data o přítomnosti nebo vývoji snůšek. Zároveň je třeba zdůraznit, že pro dospělce poskytuje ve vodním prostředí vegetace úkryty před predátory.

6.4 Doporučení pro zlepšení metodiky a vlastních terénních průzkumů

Kvalita modelu vychází především z kvality datového souboru. Například, modely pro č. horského, které vznikaly z terénního průzkumu (modely ta1, ta2), vycházely v porovnání s č. obecným (tv1, tv2) z nízkých počtů pozitivních nálezů. Z těchto důvodů by mohl být v modelech pro č. horského počet výsledných vysvětlujících proměnných nižší než u č. obecného. Z výsledků lze usuzovat, že závěry ohledně vlivu jednotlivých proměnných nemají obecný ale spíše lokální charakter. Vytváření modelu na základě jedné až dvou sezón není plně

reprezentativní a může odrážet i vlivy jednotlivých roků na počet jedinců v populaci a přináší zkreslené výsledky zatížené chybami okolního prostředí. Například rok 2015 byl podprůměrný co se týče srážek ve srovnání s dlouhodobým průměrem za období 1961-1990 (<http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data#>). Tato podprůměrnost se objevila i ve sněhových srážkách zimy 2014-2015. V suchém roce se nemusejí periodické tůně vůbec naplnit, proto by čolci mohli migrovat i do méně příznivých biotopů. To by mohlo například znamenat, že produkční rybník obvykle čolci k rozmnožování nevyužijí, ale sucho je zatlačuje i do takových biotopů, kde mohou být jejich počty redukovány rybí predací. Na druhou stranu, data z takového roku mohou ukazovat lokality, které jsou v čase, navzdory suchým rokům, stabilní.

Pro zkvalitnění datového souboru je nutné zasáhnout do metodiky terénních odběrů. Nezanedbatelnou část odběrů tvořilo odečítání vybraných chemicko-fyzikálních parametrů vodních ploch. Řada autorů, zabývající se výskytem různých druhů čolků, se shoduje na tom, že preference nádrží čolky podle chemicko-fyzikálních parametrů jsou výsledkem množství faktorů, které v porovnání s makroskopickými ekologickými proměnnými mají spíš zanedbatelný vliv na rozmístění čolků (Joly et al., 2001; Cooke & Frazer, 1976). Cílem modelování habitatů je vytvořit model, který co nejlépe popisuje realitu pomocí minimálního množství proměnných. Z těchto důvodů ani do modelů použitých v této práci nevstupovaly chemicko-fyzikální parametry a bylo by vhodné zvážit jejich odečítání i v další studii výskytu čolků. Metodika, kterou jsem v této práci využívala, byla vyvinutá pro mapování habitatových preferencí potápníků. Dodržením stejné metodiky byla zaručena kontinuita vlastních terénních dat a dat, které poskytl Vojtěch Kolář. Tato data doplnila datový soubor tak, aby zahrnoval dostatečný počet pozorování a modely mohly vzniknout. Přesto je nutné zmínit, že výběr lokalit nebyl pravděpodobně příliš reprezentativní pro sledování čolků, neboť měřítko průzkumu potápníků bylo navrženo tak, aby pokrylo několik krajů.

V případě sledování vodních těles vytvořených z dotačních titulů OP by bylo vhodné mezi proměnné zanechat rok dokončení realizace, respektive stáří vodního tělesa. Rozvoj oživení, vegetace a sukcesní stadia celé lokality ovlivňují i výskyt různých druhů obojživelníků. Příkladem může být srovnání výskytu obou sledovaných druhů v nově vzniklé tůni a v tůni s pokročilejší sukcesí. Zatímco č. horský preferuje nově vzniklé tůně, č. obecný dává přednost

tůním v pokročilejším stádiu s rozvinutou vegetací. Vliv kvality lokality by mohl zastínit sukcesní stádium lokality.

Jednou z nejdůležitějších proměnných, které by měly vstupovat do modelu habitatů čolků, je výskyt rybí obsádky (Kolář et al., 2017; Cirovic et al., 2008; Denoël & Lehmann, 2006; Joly et al., 2001). Ryby vedle larev bezobratlých představují pro čolky hlavní přirozené predátory. Dospělci a larvy čolků jsou potravou pro dravé ryby a býložravé ryby decimují populace spásáním vodní vegetace, na niž jsou přichycena vajíčka a zároveň tvoří úkryty pro dospělce (Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011). Pokud se většina vodních ploch v krajině bude profilovat směrem k intenzivnímu hospodaření, stanou se rybníky monokulturním prostředím a takové hospodaření omezí čolky pouze na výskyt v malých tůních. Získat spolehlivé údaje pro celý Jihočeský kraj je vzhledem k měřítku téměř nemožné, a přítomnost rybí obsádky byla pouze odhadována a z těchto důvodů v modelech zanesena není.

Modely vyjma těch, které zahrnují interakci s druhým sledovaným druhem, nezahrnují žádné další biotické interakce. Vhodné by bylo zahrnout informace o oživení vody bezobratlými a to jak z hlediska potravní nabídky, tak z hlediska predace některými larvami bezobratlých (vážky, potápníci). Vedle přemrštěné velikosti rybí obsádky působí na obojživelníky negativně i chovy polodivokých kachen (J. Maštera, Mašterová, & Šálek, 2013-2016).

Vedle opodstatněných vysvětlení v preferenci habitatů je potřeba zmínit fakt, že datové soubory mohou být zatížené chybami, které obvykle vznikají při zpracování dat. Řešení by mohla představovat automatizace některých rutinních procesů.

6.5 Navržené změny v hodnocení vstupních kritérií pro poskytování dotací:

V souladu s hodnocením žádostí o dotační tituly na tvorbu nebo obnovu vodních těles využívají hodnotící subjekty odborné metodiky a stanovy. V případě ochrany obojživelníků jde například o publikace: Biotopy našich obojživelníků a jejich management (Zavadil et al., 2011), Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana (Kopecký & Vojar, 2007) a Standardy péče o přírodu a krajinu – vytváření a obnova tůní (Vrána et al., 2014). Metodiky ani standardy však nejsou závazné pro žadatele. Tak aby vznikl prostor

pro diverzifikaci projektů v rámci krajů a reflektoval tak odlišné potřeby krajiny či nároky živočichů, představuje hodnocení projektů skrze kritéria hodnocení spíše na obecné úrovni.

Jak naznačují autoři odborných metodik pro ochranu obojživelníků, není možné určit univerzálně vhodné vlastnosti lokality pro vznik tůň ani parametry tůň (Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011). Zásadní otázkou pro výběr lokality a vlastností nádrže je, které cílové druhy má lokalita podpořit. Hodnotící kritéria by mohla zahrnovat seznam konkrétních druhů nebo skupin druhů, které má lokalita podpořit. Tato změna by mohla být směřovatná pro projektanty, kteří by respektovali doporučení pro vybranou cílovou druhovou skupinu, což by po technické stránce mohlo usnadnit kontrolu hotového projektu.

Tato práce se věnuje především stanovištním nárokům č. horského a č. obecného z pohledu umístění v krajině a z hlediska vybraných vlastností tůní. S ohledem na sledované druhy lze navrhnout specifikaci doplňku pro kritéria. Ta se shodují s používanými metodikami, ale přijetí těchto nezávazných doporučení do bodového formuláře kritérií by mohlo představovat pozitivní změnu ve vytváření nových vodních těles.

Jedním z navržených doporučení ke kritériím je sledovat hustotu ekotonů a zamezit vzniku velkých vodních těles i na jednolitéch plochách s nízkou mozaikovitostí. Neboť více menších vodních tůní bude zvyšovat pravděpodobnost, že alespoň část z nich bude vyhovovat nárokům sledovaných druhů. Zároveň platí, že pravděpodobnost, že se ryby neudrží v menších tůních, je vyšší.

Z modelů na základě terénních dat vyplývá, že výskyt čolků je ovlivněný typem břehu. Výsledky modelů ta1, ta2 (Tab. 10) ukazují, že *typ břehu – rovný* (rovny) pozitivně ovlivňuje výskyt č. horského a *typ břehu – vykrojený* (vykr) negativně ovlivňuje výskyt č. obecného. Tyto výsledky však spíše odrážejí charakter vybraných lokalit.

Tato zkušenost je obsažená v navržených doporučeních jako diverzifikace břehů a litorálu. S tím souvisí podpora rozvoje litorálu a vodní vegetace. Pro splnění těchto nároků by měl projekt na podporu čolků zajistit mírný sklon břehů a to především u velkých vodních těles, kde mohou obojživelníci přežívat v úkrytech ve vegetaci v litorálu, tj. v mělčinách. Podstatným zvýhodněním žádostí v bodovém formuláři hodnotících kritérií je umístění projektu

v chráněném území. Tento záměr pravděpodobně sleduje udržitelnost projektu z hlediska nižší fragmentace a menšího zatížení krajiny v CHÚ. Výsledky terénních modelů ukazují, že umístění lokality v chráněném území pozitivně ovlivňuje přítomnost obou sledovaných druhů čolků. Vysvětlením této pozitivní korelace by však mohla být i skutečnost, že průzkum v chráněných lokalitách by mohl být prováděný častěji a s větší frekvencí. Na druhou stranu i budování tůň mimo chráněná území má velký význam a umožňuje tak lepší provázanost jednotlivých populací v rámci celé ČR.

Tato navržená doporučení by bylo vhodné doplnit omezením nebo úplným vyloučením rybí obsádky především v malých tůňkách. Rybí obsádka v současné době představuje pro čolky jedno z největších nebezpečí. Její vysazení je majiteli těžko prokazatelné, proto je i těžko vymahatelná kompenzace. Tímto fenoménem jsou ohroženy i technicky propracované projekty nebo menší tůňky. Jedno z řešení, které se nabízí, je výpustní zařízení k regulaci vody, které lze v opodstatněných případech do projektu začlenit s povolením AOPK (Vrána et al., 2014). Druhou alternativou jsou mělké tůňky, jejichž promrzání rybí obsádka nevydrží (Maštera et al., 2016). V realizaci nově platného OP 2014- 2020 je zvýšený tlak na projektanty, aby technickou stránku konzultovali s odbornými pracovníky AOPK.

7. ZÁVĚR

Výsledné habitatové modely z obou použitých databází dokumentují vliv environmentálních proměnných na výskyt obou sledovaných druhů čolků. Výskyt čolků je určen kombinací mnoha faktorů prostředí, což dokazuje i velké množství statisticky významných prediktorů ve všech habitatových modelech. Tyto hlavní vysvětlující proměnné odrážejí některé rozdíly ve výskytu obou sledovaných druhů. Modely jsou ovlivněné výběrem lokalit průzkumu a částečně odrážejí skutečnost, že výskyt čolků je ovlivněný širší krajinnou strukturou a intenzitou obhospodařování.

Některé výsledné vysvětlující proměnné se shodují s hodnotícími kritérii pro žádost o dotace v rámci OP ŽP (fragmentace komunikacemi). Vybrané výsledné vysvětlující proměnné (fragmentace, hustota ekotonů) by mohly být součástí hodnotících kritérií u projektů s cílem podpořit výskyt obojživelníků, konkrétní hodnoty by však měly být cílem dalšího výzkumu. Řada bodů, které by mohly sloužit k posuzování lokalit s cílem podpořit obojživelníky, je obsažena pouze ve stanovách a metodikách vydaných k ochraně a péči o obojživelníky, které jsou však pro žadatele o dotace nezávazné: například diverzifikace břehů prováděná skrze sklon a tvar břehů za účelem rozvoje litorálu, přímé omezení rybí obsádky. Tyto metodiky by měly doplnit další body v hodnotících kritériích v projektech profilovaných pro podporu obojživelníků. V současné době existuje velké množství softwarových možností, což problematiku využívání modelů nezjednodušuje, ale spíše prohlubuje. Tyto rozšířené možnosti však určitě nemohou zastoupit kvalifikovaný odhad odborníků.

8. SEZNAM CITACÍ

k 10. 12. 2016

- Albrecht, J., & kolektiv. (2003). *Chráněná území ČR - Českobudějovicko* (1. vyd.). Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny.
- Albrecht, J., & Kolektiv, &. (2006). *Novohradské hory. Novohradské hory a novohradské podhůří: příroda - historie - život*. (1. vyd.). Praha. [http://doi.org/ISBN 807340091x](http://doi.org/ISBN%20807340091x).
- Alford, R. A., & Richards, S. J. (2016). Global Amphibian Declines : A Problem in Applied Ecology. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 30(May), 133–165.
- AOPK ČR. (2014). Nálezová databáze ochrany přírody. [on-line databáze; portal.nature.cz]. Retrieved from [on-line databáze; portal.nature.cz]
- Arnold, N. E., & Burton, J. A. (1984). *Pareys Reptilien- und Amphibienführer Europas : Ein Bestimmungsbuch für Biologen und Naturfreunde* (second edi). Hamburg: Parey.
- Baker, J., Beebee, T., Buckley, J., Gent, T., Orchard, D., Teacher, A., ... Woodhead, D. (2011). *Amphibian Habitat Management Handbook. Management*. Bournemouth, UK.
- Baruš, V., & Oliva, O. (1992). *Obojživelníci Fauna ČSFR*. Brno. Retrieved from 111333
- Beebee, T. J. C., & Griffiths, R. A. (2005). The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, 125(3), 271–285. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.009>
- Cihlář, J., Smrčka, F., Hála, R., Garkischová, A., Fridrich, J., & Němec, L. (2005). *Katalog opatření - hospodaření na rybnících*. Praha.
- Cirovic, R., Radovic, D., & Vukov, T. (2008). Breeding site traits of European newts (*Triturus macedonicus*, *Lissotriton vulgaris*, and *Mesotriton alpestris*: Salamandridae) in the Montenegrin karst region. *Archives of Biological Sciences*, 60(3), 459–468. <http://doi.org/10.2298/ABS0803459C>
- Cooke, A. S., & Frazer, J. F. D. (1976). Characteristics of newt breeding sites. *Journal of Zoology*, 178(FEB), 223–236.
- Crews, D. (1997). Species diversity and the evolution of behavioral controlling mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 807, 1–21. <http://doi.org/10.1111/j.1749-6632.1997.tb51910.x>
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), 231–240. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>

- D'Amen, M., Vignoli, L., & Bologna, M. A. (2007). The effects of temperature and pH on the embryonic development of two species of *Triturus* (Caudata : Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 28, 295–300.
- Dennis, R. L. H., Dapporto, L., & Dover, J. W. (2014). Ten years of the resource-based habitat paradigm: the biotope-habitat issue and implications for conserving butterfly diversity. *Journal of Insect Biodiversity*, 2(8), 1–32. <http://doi.org/10.12976/jib/2014.2.8>
- Denoël, M., & Lehmann, A. (2006). Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 130(4), 495–504. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.009>
- Elith, J., & Leathwick, J. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Emaresi, G., & et al. (2009). Landscape genetics of the Alpine newt (*Mesotriton alpestris*) inferred from a strip-based approach. *Conservation Genetics*, 12(1), 41–50. <http://doi.org/10.1007/s10592-009-9985-y>
- Ferrier, S., Guisan, A., Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudi, M., ... Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(January), 129–151.
- Fletcher, R. J., Young, J. S., Hutto, R. L., Noson, A., & Rota, C. T. (2011a). Chapter 5 Insights from ecological theory on temporal dynamics and species distribution modeling, 1994–2004.
- Fletcher, R. J., Young, J. S., Hutto, R. L., Noson, A., & Rota, C. T. (2011b). Insights from Ecological Theory on Temporal Dynamics and Species Distribution Modeling. In *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology* (pp. 91–107). New York: Springer New York. http://doi.org/10.1007/978-1-4419-7390-0_6
- Greenwald, D. N., Suckling, K. F., & Pimm, S. L. (2012). Critical Habitat and the Role of Peer Review in Government Decisions. *BioScience*, 62(7), 686–690. <http://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.11>
- Griffiths, R. (1996). *Newts and salamanders of Europe*. Academic Press.
- Griffiths, R. A. (1984). Seasonal behaviour and intrahabitat movements in an urban population of Smooth newts, *Triturus vulgaris* (Amphibia: Salamandridae). *Journal of Zoology*, 203(2), 241–251. <http://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1984.tb02330.x>
- Griffiths, R. A. (1997). Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7(2), 119–126. [http://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199706\)7:2<119::AID-AQC223>3.0.CO;2-4](http://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2<119::AID-AQC223>3.0.CO;2-4)
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple

- habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., & Tingley, R. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435. <http://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000a). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186. [http://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](http://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000b). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2–3), 147–186. [http://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](http://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Hartman, P., Příkryl, I., & Štědranský, E. (1998). *Hydrobiologie pro školu*. Praha: Informatorium.
- Horne, V. B. (2007). Density as a Misleading Indicator of Habitat Quality. *The Journal of Wildlife Management*, 47(4), 893–901.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., & Grolet, O. (2001). Habitat matrix effect on pond occupancy in newt. *Conservation Biology*, 15(1), 239–248.
- Kolář, V. (2015). *Vliv struktury biotopu na společenstva vodních brouků v jižních Čechách. Magisterská diplomová práce*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Kolář, V., Tichanek, F., & Tropek, R. (2017). Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps. *Ecological Engineering*, 99, 310–315. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.042>
- Kopecký, O., & Vojar, J. (2007). Které vlastnosti vodních biotopů ovlivňují početnost čolků horských (*Mesotriton alpestris*) za nestálých podmínek prostředí? Which features of aquatic habitats affect abundance of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) under unstable environmental condit. In *Sborník severočeského Muzea, Přírodní Vědy* (pp. 131–139).
- Kopecky, O., Vojar, J., Susta, F., & Rehak, I. (2012). Composition and scaling of male and female Alpine newt (*Mesotriton alpestris*) prey, with related site and seasonal effects. *Annales Zoologici Fennici*, 49(4), 231–239. Retrieved from http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=11&SID=Z2EgIQIfFk8CsMsgkaO&page=2&doc=13
- Kopecký O. (2008). Průběh vodní fáze u čolka horského *Mesotriton alpestris* na dvou východočeských lokalitách. *Východočeský Sborník Přírodovědný - Práce a Studie Pardubice*, 15, 281–292. Retrieved from <http://vcsp.vcm.cz>
- Kovář, P. (2012). *Ekosystémová a krajinná ekologie* (2.). Karolinum.
- Kravčík, M., Pokorný, J., & et al. (2007). *Voda pre ozdravenie klímy - Nová vodná paradigma*. Žilina: Municipalia.

- Marsh, D. M., & Trenham, P. C. (2001). Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15(1), 40–49. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.00129.x>
- Maštera, J., Mašterová, A., & Šálek, F. (2016). Obojživelníci České republiky. Retrieved December 12, 2016, from <http://obojzivelnici.wbs.cz>
- Maštera, J., Zavadil, V., & Dvořák, J. (2015). *Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky*. Praha: Academia. Retrieved from <http://www.academia.cz/vajicka-a-larvy-obojzivelniku-ceske-republiky.html>
- Mazerolle, M. (2006). Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*, 27(2), 169–180. <http://doi.org/10.1163/156853806777239922>
- Mihulka, S., & Storch, D. (2000). *Úvod do současné ekologie* (1.). Praha.
- Mikátová, B., & Vlašín, M. (2002). *Ochrana obojživelníků* (3.). Brno: EkoCentrum Brno.
- Mikátová, B., & Vlašín, M. (2004). *Obojživelníci a doprava* (1.). Brno: ČSOP Veronica.
- Moravec, J. (1994). *Atlas rozšíření obojživelníků v České republice*. Praha: Národní muzeum.
- Pierce, B. A. (1985). Tolerance in Amphibians, 35(4), 239–243.
- Plesník, J., Hanzal, V., & Brejšková, L. (2003). Red list of threatened species in the Czech Republic: vertebrates, 7–31.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution - Pulliam - 2002 - Ecology Letters - Wiley Online Library. *Ecology Letters*, 349–361. <http://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x>
- R Data Analysis Examples: Logit Regression. (n.d.). Retrieved from <http://www.ats.ucla.edu/stat/r/dae/logit.htm>
- Raes, N., & Steege, H. (2007). A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography*, (August), 727–736. <http://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x>
- Secondi, J., Lepetz, V., Cossard, G., & Sourice, S. (2013). Nitrate affects courting and breathing but not escape performance in adult newts. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 67(11), 1757–1765. <http://doi.org/10.1007/s00265-013-1583-9>
- Sherman, E., & Munster, K. Van. (2012). Pond pH, Acid Tolerance, and Water Preference in Newts of Vermont. *Northeastern Naturalist*, 19(1), 111–122. <http://doi.org/10.1656/045.019.0109>
- Skei, J. K., & Dolmen, D. (2006). Effects of pH, aluminium, and soft water on larvae of the amphibians *Bufo bufo* and *Triturus vulgaris*. *Canadian Journal of Zoology*, 84(11), 1668–1677. <http://doi.org/10.1139/z06-166>

- Šmilauer, P. (2007). *Moderní regresní metody*, (c), 1998–2007.
- Swierad, J. (1980). Vertical ranges of four species of newts in West Beskid Mountains (Carpathian Mountains, South Poland). *ACTA BIOL. CRACOV. SER ZOOL.* Retrieved from https://scholar.google.cz/scholar?q=vertical+ranges+of+four+species+newts+in+west+beskid+mountain&btnG=&hl=cs&as_sdt=0%2C5
- Udvardy, M. (1959). Notes on the Ecological Concepts of Habitat, Biotope and Niche. *Ecology*, 40(4), 725–728.
- Van Buskirk, J. (2012). Permeability of the landscape matrix between amphibian breeding sites. *Ecology and Evolution*, 2(12), 3160–3167. <http://doi.org/10.1002/ece3.424>
- Vojar, J. (2007). Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. *Biological Conservation*, 79, 157.
- Vrána, K., Maštera, J., Koudelka, P., Jeřábková, L., Krása, A., & Dostál, T. (2014). Obsah. In Č. vysoké učení technické v Praze & A. ochrany přírody a krajiny ČR (Eds.), *Standardy péče o přírodu a krajinu - vytváření a obnova tůní* (p. 14). Praha. Retrieved from www.standardy.nature.cz
- Výběrová (hodnoticí) kritéria pro projekty přijímané v rámci LVIII. výzvy Operačního programu Životní prostředí. (2014), 1–45.
- Vyhláška Ministerstva životního prostředí České republiky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. In: Sběrka zákonů, částka 80/1992 Sb. 13. 8. 1992.
- Vyhláška Ministerstva životního prostředí České republiky č. 175/2006 Sb., kterou se mění vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. In: Sběrka zákonů, částka 57/2006 Sb. 14. 4. 2006.
- Wintle, B. A., Elith, J., & Potts, J. M. (2005). Fauna habitat modelling and mapping: A review and case study in the Lower Hunter Central Coast region of NSW. *Austral Ecology*, 30(7), 719–738. <http://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01514.x>
- Zákon České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. In: Sběrka zákonů, částka 28/1992 Sb. 19. 2. 1992.
- Zavadil, V., Sádlo, J., & Vojar, J. (2011). Biotopy našich obojživelníků a jejich management. *Metodika AOPK ČR*, 91.
- Zuckerberg, B., Huettmann, F., & Frair, J. (2011). Proper Data Management as a Scientific Foundation for Reliable Species Distribution Modeling. In *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology* (pp. 45–70). New York, NY: Springer New York. http://doi.org/10.1007/978-1-4419-7390-0_4

Zwach, I. (2009). *Obojživelníci a plazi České republiky: encyklopedie všech druhů, určovací klíč ...* Grada.

9. PŘÍLOHY

..... **Záznamový list_v5** kontakty: V. Krivan, vaclav.krivan@chaloupky.cz, tel. 721321281
odchyty do živochytých pastí D. Boukal, boukal@entu.cas.cz, tel. 777972971

Jméno **Kontakt**

LOKALITA

Nejbližší obec **Název nádrže**
(vzdál.+směr nebo katastr)

GPS ° ' ''N ° ' ''E

pasti položeny dne v hod min, **vybrány dne** v hod min

POPIS NÁDRŽE

nadm. výška m.n.m. **Rozměry** m x m nebo ha

Okolí (100-200m): les pole louka mokřad zástavba jiné

Typ: tůň rybník přírodní umělá s přítokem s odtokem silně průtočná

Břeh[*]: se stromy % strmý % pozvolný % **[*]= u velkých nádrží jen navštívená část**

Litorál[*]: šířka m, po obvodu %

Průhlednost vody: na dno , odhadem cm, Sneller cm, Secchi disk cm

Dominanty (>30%) [*]: rákos orobinec zblochan ostřice jiné

Ryby: ano ne specifikace: kapr jiné

POPIS POČASÍ

Teplota vzduchu (1m, ve stínu) °C dne v čase

Teplota vody °C dne v čase u pastí č. v hloubce cm

v den položení sněžení jasno oblačno zataženo přehánky déšť bouřky jiné

při vybírání sněžení jasno oblačno zataženo přehánky déšť bouřky jiné

NÁKRES LOKALITY včetně (přibližného) měřítka a odhady vzdáleností mezi pastmi

Příloha 1: Protokol k záznamům z terénního průzkumu – character lokality (Kolář, 2015)

PAST č. **Lokalita**

PET/vrš vstupy (velikost) návnada na dně hloubka cm, vzd. od břehu m

Břeh u pasti (ca. 3-4 m): rovný vyklenutý vykrojený zátoka úzce sevřený jiný

Detrit u pasti (ca. 1x1 m): ne málo (<10cm) hodně (>10cm) podrobněji:

Podklad u pasti (ca. 1x1 m): písek štěrk bahno jíl skála/kámen jiný

Vegetace u pasti (ca. 1x1m) rákos % orobinec % zblochan % ostřice % jiné %, druhy:

volná voda % u pasti (ca. 1x1 m) past stíněna shora stromy/břehem:

SEZNAM NÁLEZŮ - vodní hmyz, obratlovci, příp. jiné skupiny (je-li potřeba, pokračujte na další straně)

druh	celkem ks	z toho samci	samice	determinoval	det. v terénu (T) / doklad (D) / pozn.

Příloha 2: Protokol k záznamům z terénního průzkumu – charakter okolí pasti (Kolář, 2015)

Oblast podpory
6.4 Optimalizace vodního režimu krajiny

Optimalizace vodního režimu krajiny

1) Ekologická kritéria projektu

1. Přínos pro biologickou rozmanitost	Počet bodů
Realizací záměru lze očekávat výrazný přínos pro posílení biodiverzity v rámci lokality a zvýšení ekosystémové diverzity v širším měřítku (za „výrazný přínos“ se považují záměry s kladným vlivem na druhy rostlin a živočichů uvedené v Červených seznamech* v kategorii RE (EX), CR a EN*, nebo zvláště chráněné druhy rostlin a živočichů uvedených ve vyhlášce 395/1992 Sb. v kategorii kriticky nebo silně ohrožené anebo předměty ochrany v EVL a PO)	35
Realizací záměru lze očekávat přínos pro posílení biodiverzity v rámci lokality	15
Realizace záměru je z hlediska přínosu pro biodiverzitu indifferenční (pouze pro opatření výstavba poldrů nebo soustavy poldrů o celkovém objemu do 50.000 m ³)	0
Realizace záměru je z hlediska přínosu pro biodiverzitu indifferenční nebo způsobí pokles biodiverzity v lokalitě (nelze očekávat přínos pro posílení biodiverzity v rámci lokality, stávající stav lokality je lepší v porovnání s předpokládaným stavem po realizaci záměru, realizací záměru dojde k nevratnému negativnímu zásahu do biotopů zvláště chráněných nebo ohrožených druhů rostlin a živočichů)	0 (zamítnutí)
<p>* Procházka F. [ed.] (2001): Červený a černý seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). - Příroda, Praha 18:1-166 Plesník J., Hanzal V. & Brejšková L. [eds.] (2003): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obradovci - Příroda, Praha, 22: 1-184 Farkač J., Král D. & Škorpík M. [eds.] (2005): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 pp. Kučera J. & Váňa J. (2003): Check and Red List of bryophytes of the Czech Republic. Preslia, Praha, 75: 193 - 222). Holc J. & Beran M. [eds.] (2006): Červený seznam hub (makromycetů) České republiky. - Příroda, Praha, 24: 1-282.</p>	
* Pozn. RE (EX)-regionálně vyhynulý, CR-kriticky ohrožený, EN-ohrožený, VU-zranitelný	
2. Lokalizace	Počet bodů
ZCHÚ, ptačí oblasti, evropsky významné lokality, území chráněná Karpatskou úmlouvou	15
Území s nízkou ekologickou stabilitou či potenciálem, ÚSES, přírodní parky	5
Ostatní území	0

Příloha 3: Výběrová (hodnoticí) kritéria pro projekty přijímané v rámci LVIII. výzvy Operačního programu Životní prostředí, 2014

2) Technická kritéria projektu

1. Typ opatření	Počet bodů
Revitalizace vodních toků, říčních ramen, tvorba nebo obnova mokřadů a tůní	20
Obnova a výstavba vodních nádrží a zvodněného poldru, kde součástí záměru je revitalizace toku v délce min. 200 metrů (do čehož se nepočítá úsek v délce rybníka), obnova náhonů	10
Obnova a výstavba vodních nádrží a zvodněných poldrů, jejichž zátopová plocha bude přírodního nebo přírodě blízkého charakteru, kde součástí záměru je výstavba nebo obnova odděleného mokřadu nebo tůní o celkové velikosti min. 5 % z plochy hladiny vodní nádrže při hladině normální	3
Obnova a výstavba vodních nádrží a poldrů	0
2. Hledisko přiměřenosti nákladů	Počet bodů
Náklady do 100 % Nákladů obvyklých opatření nebo do 85 % dle Katalogu cen stavebních prací (tam, kde není položka v Nákladech obvyklých opatření)	15
Nákladnější vzhledem k Nákladům obvyklých opatření do 150 % nebo Katalogu cen stavebních prací do 100 % (tam, kde není položka v Nákladech obvyklých opatření)	5
Výrazně předražené, náklady přesahují obvyklou úroveň pro daný typ opatření (tj. nad 150 % vzhledem k Nákladům obvyklých opatření, ale do 100 % dle Katalogu cen stavebních prací), odůvodněno zvýšeným zájmem ochrany přírody a krajiny*	0
Výrazně předražené, náklady přesahují obvyklou úroveň pro daný typ opatření (tj. nad 150 % vzhledem k Nákladům obvyklých opatření, ale do 100 % dle Katalogu cen stavebních prací), není odůvodněno zvýšeným zájmem ochrany přírody a krajiny* nebo náklady přesahují 100 % dle Katalogu cen stavebních prací	0 (zamítnuti)
* Za zvýšený zájem ochrany přírody a krajiny lze považovat opatření, která splňují současně následující podmínky:	
<ul style="list-style-type: none"> • projekt je zaměřen na zachování nebo obnovu významných přírodních hodnot v dané lokalitě • opatření musí získat zároveň max. počet bodů v kritériu „Kvalita zpracování záměru z hlediska technického a technologického“ a poloviční počet bodů v ekologických kritériích (25 bodů) • zvýšené náklady jsou objektivně odůvodněné, tzn., že opatření obsahuje specifické činnosti a materiály odpovídající řešené lokalitě či předmětu projektu (tj. neobsahuje činnosti a materiály, které bezprostředně nesouvisí se zajištěním cíle předmětu podpory) 	
3. Kvalita zpracování záměru z hlediska technického a technologického (vhodnost navrženého řešení a technologií ve srovnání s nejlepším možným postupem)	Počet bodů
Záměr je optimálně navržen z hlediska naplnění cíle předmětu podpory.	15
Záměr je vhodně navržen, ale z objektivních důvodů (např. majetkoprávních vztahů k pozemkům) není zvoleno optimální řešení	5
Záměr naplňuje cíle předmětu podpory, ale není zvoleno optimální řešení a plně využito podmínky řešeného území	0
Záměr je nevhodně navržen (v záměru je hrubá chyba výrazně snižující přínos akce)	0 (zamítnuti)

Příloha 4: : Výběrová (hodnotící) kritéria pro projekty přijímané v rámci LVIII. výzvy Operačního programu Životní prostředí, 2014