

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



Vývoj umělých tůní v Pohořanech a jejich kolonizace obojživelníky

Veronika Trnková

Diplomová práce

předložená

na katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: Mgr. Jan Losík, Ph.D.

Olomouc 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Mgr. Jana Losíka, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 29. července 2024

.....

podpis

Trnková, V.: Vývoj umělých tůní v Pohořanech a jejich kolonizace obojživelníky. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 70 s., 2 přílohy, v češtině.

Abstrakt

Mokřady patří mezi nejvýznamnější ekosystémy především díky bohaté biodiverzitě, přesto jich však rapidně ubývá. Ztráta vodních ploch má výrazně negativní dopad na populace obojživelníků, a proto jeden ze způsobů jejich ochrany spočívá v budování tůní. Takové opatření bylo realizováno v obci Pohořany, kde vznikl komplex šesti umělých tůní, u kterých byla studována kolonizace obojživelníky v průběhu čtyř let od jejich vzniku. Na lokalitě byla za pomoci živolovných pastí zjištěna rostoucí populace skokana štíhlého a skokana hnědého a také byl zaznamenán výskyt čolka horského a čolka obecného. Zároveň byla pozorována rychlá kolonizace bezobratlými, z nichž většina představuje významné predátory pulců. V některých tůních však bylo množství predátorů ovlivněno každoročním vysycháním, které tak mohlo přispět k úspěšné reprodukci obojživelníků. Kolonizaci mohly ovlivnit dále fyzikálně-chemické parametry vody, přičemž monitorována byla teplota, konduktivita a pH. Významným faktorem se zdála být také sukcese a s ní spojené rychlé zarůstání. Vliv všech parametrů byl vyhodnocen za pomoci generalizovaných lineárních smíšených modelů (GLMM), podle kterých mělo na populaci obojživelníků největší vliv zejména množství predátorů. Z abiotických faktorů se jeví významná také konduktivita a teplota. Na základě dosažených výsledků byla navržena dle dostupné literatury jistá opatření za účelem ochrany místní populace obojživelníků. Kvůli vysokému stupni sukcese to konkrétně znamená vybudování nových tůní v blízkém okolí nebo šetrné odbahnění tůní stávajících.

Klíčová slova: umělé tůně, sukcese, kolonizace, obojživelníci, rozptylování

Trnková, V.: Development of artificial ponds in Pohořany and their colonization by amphibians. Diploma thesis. Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 70 pp., 2 Appendices, in Czech.

Abstract

The wetlands represent a paramount ecosystem due to the richness of the biodiversity, yet the total worldwide continues to shrink rapidly. The lack of water bodies has a strong negative impact on the amphibian population, creating new artificial ponds thus represents a natural way of amphibian conservation. A body of six artificial ponds was created in Pohořany and their succession and colonization by amphibians is studied in this thesis. The observations take place over four years since the ponds creation. Utilizing live traps, the population of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* was found to be thriving. Several *Ichthyosaura alpestris* and *Lissotriton vulgaris* were also observed. In addition to them, a significant number of invertebrate species were also found, which represent substantial tadpole predators. In several ponds, the number of observed predators was greatly reduced due to the periodical drying-up. Other parameters also affect the resulting population. From those, the water temperature, conductivity, and pH were monitored. Fast succession and rapid growth of littoral vegetation might have affected the amphibians as well. The influence of studied parameters was quantified through statistical analysis by computing generalized linear mixed models (GLMM). The results show that predation has the dominant effect on the amphibian population. In addition to predation, the water temperature and conductivity may have also influenced the population. With respect to the original results, several specific steps were suggested, following the state-of-the-art research on artificial ponds management. Due to the advanced succession, the creation of new ponds in the close vicinity or considerate mud removal from the current pond complex was proposed.

Keywords: artificial ponds, succession, colonization, amphibians, dispersal

Obsah

Seznam tabulek	viii
Seznam obrázků	ix
Seznam zkratk	x
Poděkování	xi
Úvod	1
Mokřady	1
Význam obojživelníků	1
Ohrožení obojživelníků	2
Vlivy na kolonizaci nových vodních ploch	4
Tvorba nových vodních ploch	4
Druhové spektrum v okolí	5
Migrace a rozptylování	5
Orientace v krajině	9
Terestrické prostředí	10
Vlastnosti tůň	12
Vodní predátoři	16
Stávající vodní plochy jako pasti	17
Cíle práce	19
Materiál a metody	20
Popis lokality	20
Sběr dat	21
Statistické zpracování dat	23
Výsledky	24
Zdrojové lokality obojživelníků	24
Průběh kolonizace	25
Výskyt živočichů v průběhu roku	27
Parametry vody	28
Hydroperioda	30
Zarůstání	30
Význam a vzájemné vztahy proměnných	31
Diskuse	35
Druhové spektrum v okolí	35
Predátoři	38
Parametry vody	38

Hydroperioda.....	40
Zarůstání.....	41
Plocha tůní.....	42
Návrh opatření na podporu obojživelníků ve studovaném území	43
Souhrn	45
Reference.....	47
Přílohy	58

Seznam tabulek

Tabulka 1: Průměry pH, konduktivity a teploty vody v jednotlivých tůních a v jednotlivých letech....	29
Tabulka 2: Nejvyšší naměřená teplota (°C).	30
Tabulka 3: Pearsonovy korelační koeficienty	32
Tabulka 4: Nejvýznamnější GLMM podle hodnot AICc zjišťující vliv proměnných na počet pulců ...	32
Tabulka 5: Nejvýznamnější GLMM podle hodnot AICc zjišťující vliv proměnných na počet snůšek skokana štíhlého	33

Seznam obrázků

Obrázek 1: Poloha a charakter okolí sledované lokality.	20
Obrázek 2: Rozměry tůní (m).....	21
Obrázek 3: Odtokové linie v blízkém okolí tůní	21
Obrázek 4: Živolovná past	23
Obrázek 5: Nálezy obojživelníků v blízkém okolí.....	25
Obrázek 6: Nejvyšší zaznamenaný počet snůšek a součet odchycených dospělců, pulců a larev za každý rok v jednotlivých tůních.....	26
Obrázek 7: Součet odchycených predátorů za každý rok v jednotlivých tůních.....	26
Obrázek 8: Počty predátorů odchycených souhrnně ve všech tůních v průběhu každého roku.....	27
Obrázek 9: pH, konduktivita a teplota v jednotlivých tůních v průběhu let.....	29
Obrázek 10: Množství vegetace v jednotlivých tůních a letech	31
Obrázek 11: Regrese počtu pulců (parciální rezidua) na počtu pijavic	33
Obrázek 12: Regrese počtu pulců (parciální rezidua) na počtu znakoplavek.....	34
Obrázek 13: Regrese počtu pulců (parciální rezidua) na počtu potápníků.....	34

Seznam zkratek

AICc = korigované Akaikovo informační kritérium

Dos = dospělci skokana štíhlého

GLMM = generalizované lineární smíšené modely

Hyd = hydroperioda

Kon = konduktivita

Pij = pijavky

Plo = plocha

Pot = potápníci

Pre = predátoři (dohromady pijavky, znakoplavky, potápníci, larvy vážek)

Snu = snůšky skokana štíhlého

Tep = teplota

Vaz = larvy vážek

Veg = vegetace

Zna = znakoplavky

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu, panu Mgr. Janu Losíkovi, Ph.D., za odborné vedení, jeho čas, rychlé odezvy a cenné rady při zpracování diplomové práce. Za pomoc se statistickým zpracováním dat děkuji panu prof. MVDr. Emilu Tkadlecovi, CSc. Taktéž bych chtěla poděkovat panu Mgr. Lukáši Weberovi, Ph.D. a panu RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D. za zapůjčení potřebného vybavení. Za podporu a terénní spolupráci patří mé velké poděkování také mé rodině.

V Olomouci 29. července 2024

Úvod

Mokřady

Jedna z největších hrozeb pro celosvětovou biodiverzitu je úbytek a degradace mokřadů. Mokřady reprezentují jeden z nejdůležitějších typů ekosystémů (Zedler a Kercher 2005), protože jsou domovem pro 20 až 40 % světové fauny a flóry (Mitra et al. 2003). Důvodem je, že je to ekoton mezi vodním a suchozemským prostředím, a tudíž zde panují jedinečné podmínky. I přes tuto ekologickou hodnotu jsou přírodní mokřady ničeny a v důsledku lidských aktivit se jejich počet v posledních dekádách výrazně snížil. Ačkoliv stanovení přesné rozlohy mokřadů na Zemi je velice obtížné, odhaduje se, že od roku 1700 ubylo 54–57 % světových mokřadů (Davidson 2014), a to především v Evropě, Asii a Jižní Americe (Hu et al. 2017). Nejnovější odhad celosvětové rozlohy mokřadů uvádí Davidson et al. (2018), a to 12 milionů km² z celkových 149 milionů km² souše, tedy necelých 8 %. Důvodem mizení mokřadů jsou především aktivity spojené s ekonomickým rozvojem, jako je přeměna krajiny v zemědělskou půdu a v městské oblasti, dále nadužívání vodních zdrojů a regulace řek.

Mokřady spolu s tůněmi, rašeliništi a dalšími vodními biotopy mohou mít kromě posílení biodiverzity i jiné funkce (Scholz et al. 2007). V době sucha tyto plochy pomáhají zadržet vodu v krajině, zvlhčují okolní klima a také představují zdroj pitné vody. Naopak v době povodní zpomalují a akumulují tekoucí vodu (Erwin 2009). Co se týče klimatické krize, není příliš jisté, jakou roli v ní mokřady sehrají, neboť na jednu stranu přispívají k fixaci CO₂, ale na druhou stranu jde o významné producenty CH₄ (Meronigal a Schlesinger 1997). Mnoho tůní se rovněž buduje s cílem zlepšit kvalitu vody, a to zejména v zemědělských oblastech, kde často dochází k úniku znečišťujících látek do okolí. Tyto tůně následně fungují jako biologické čistírny, kde dochází k rozkladu nečistot (Zhang et al. 2020). V neposlední řadě mokřady vrací do krajiny přírodní ráz a přispívají k rekreaci a vzdělání.

Význam obojživelníků

V přírodě mají obojživelníci své nezastupitelné místo. V potravním řetězci nejsou postaveni příliš vysoko, přičemž většinu druhů zařazujeme mezi tzv. r-stratégy s velkým počtem potomků. Především larvy a vajíčka jsou důležitou potravou pro řadu organismů, např. pro vodní brouky a vážky. Dospělci pak představují potravu pro větší živočichy. Živí se jimi např. dravé ryby, čápy, volavky, ale i některé ohrožené druhy, jako jsou třeba vydry. Naopak dospělí obojživelníci se živí různými bezobratlými, včetně larev komárů, a proto mohou přispívat k redukci komářích kalamit (Maštera a Mašterová 2017).

Kromě faktického významu pro přirozenou funkci ekosystému jsou obojživelníci důležití i pro lidskou společnost. Každý organismus představuje určitou etickou hodnotu; zvláště druhy, které se z přírody vytrácejí, se stávají více a více cennějšími. Obojživelníci jsou velmi citliví na kvalitu a změny prostředí, a proto jsou výbornými bioindikátory (Welsh a Ollivier 1998). Dále se využívají například v lékařství, genetice a biochemii. Velká pozornost je věnována jejich jedovatým sekretům, které mohou mít antimikrobiální vlastnosti. Kůže obojživelníků může obsahovat látky využívané při léčbě schizofrenie nebo Parkinsonovy choroby (Cohen 2001). Zkoumanou vlastností je také regenerace ocasatých obojživelníků. Tyto poznatky mohou být posléze aplikovány zejména v humánní medicíně (Petr 2011).

Ohrožení obojživelníků

V důsledku přetváření krajiny dochází k výraznému poklesu četnosti obojživelníků, přičemž v současné době se jedná o nejohroženější skupinu obratlovců (Hoffmann et al. 2010). Podle celosvětových červených seznamů čelí přímému ohrožení 41 % obojživelníků a asi 80 % sledovaných populací vykazuje klesající trend (Baillie et al. 2010). V České republice žije 21 druhů obojživelníků, z nichž 19 druhů je dle české legislativy zařazeno mezi zvláště chráněné druhy. Většina ekologů se shoduje, že pro obojživelníky je největší hrozbou degradace a změna biotopů (Semlitsch 2002). Obojživelníci totiž během svého života potřebují různorodá stanoviště, a to jak ve vodním, tak v suchozemském prostředí. Často potřebují zvláště biotop pro rozmnožování, lov potravy, k úkrytu a přezimování. Z toho důvodu jsou tak závislí na heterogenním prostředí, které však v krajině často chybí (Gibbs 1993).

Pro rozmnožování je zásadní přítomnost vodních ploch. V posledních letech dochází k výraznému vysušování krajiny a k redukci mokřadů, přičemž hlavním důvodem je získání plochy pro zemědělskou produkci. S intenzifikací zemědělství zároveň souvisí i zvýšené používání hnojiv a pesticidů, které ve velkém množství mohou způsobovat eutrofizaci a kontaminaci vody. Dále zánik biotopů způsobuje také regulace řek, vybetonování břehů, zasypávání tůní atd.

Obojživelníky ohrožují také nevhodné zásahy do biotopů, a to zvláště v době rozmnožování. Např. každoroční čištění požárních nádrží nebo koupališť mohou někdy vyhubit celé lokální populace (Zavadil et al. 2011). Intenzivní technické úpravy, např. špatné odbahnování a jinak nekvalitně provedené revitalizace rybníků, mohou vést k likvidaci mělčin a litorálu, díky čemuž se obojživelníci stávají snadnou kořistí ryb. Obojživelníky ohrožují také stávající vodní plochy, které jim neposkytují vhodné podmínky a mnohdy představují spíše

potenciální hrozbu. Jde např. o znečištěné nádrže, nádrže s kolmými břehy nebo nádrže s vysokou rybí obsádkou.

Velkým problémem je neprůchodnost krajiny. Typickými bariérami jsou silnice, zástavba, rozsáhlá pole nebo husté lesní monokultury. Naopak často chybí střídání lesa a bezlesí, drobné mokřady a disturbance, které by zmlazovaly krajinu. V důsledku těchto překážek mohou být populace izolované, což vede nejen ke snížení genetické rozmanitosti, ale zároveň nedochází k doplnění či nahrazení vymírajících dílčích populací (Primack 2006).

Většina našich druhů je vázána na ranější stádia sukcese. Z našich jednadvaceti druhů jsou na lesní biotopy vázány pouze čtyři, ostatní potřebují střídání lesa a bezlesí s dostatkem úkrytů. Zejména pulci potřebují osluněná stanoviště kvůli tvorbě řas a planktonu, což je jejich hlavní zdroj potravy. Jakmile sukcese, tedy postupné zarůstání vegetací, dospěje do určitého stádia, populace mnoha našich druhů začíná slábnout a druhové spektrum se zmenšuje (Zavadil et al. 2011). Raně sukcesních stádií je v naší krajině nedostatek, proto spousta obojživelníků osidluje nově vytvořené lomy, výsypky na okrajích měst, pískovny a jiné nezarostlé vodní, ale i suchozemské plochy. Pro vznik takových ploch jsou zásadní disturbance, což mohou být přirozeně záplavy, požáry nebo silný vítr vyvracející stromy. Ke vzniku holých ploch mohou přispět někteří živočichové, např. bobří nebo extenzivní pastva hospodářských zvířat.

Obojživelníkům škodí také zvyšující se počet predátorů. V terestrické fázi je to například prase divoké nebo nepůvodní šelmy, jako jsou norek americký a mýval severní (Zavadil et al. 2011). Nejvýznamnějšími predátory jsou však dravé ryby, např. okoun říční. Problémem jsou ale i býložravé ryby, které mohou požírat vegetaci s vajíčky čolků. Při nedostatku vodní vegetace navíc ztrácí obojživelníci úkryty a stávají se tak snadnou kořistí. Potíž představují i konkurenti o prostor a potravu, což mohou být např. invazivní střevlička východní nebo karas stříbřitý (Vojar 2007).

Na pozoru bychom měli být i před nemocemi jako ranaviróza nebo plísňové onemocnění saprolegnióza. Nejzávažnější choroba je v současnosti chytridiomykóza, která obojživelníkům způsobuje poškození pokožky. Tato nemoc byla v České republice zjištěna v roce 2008 (Civiš et al. 2010).

Vlivy na kolonizaci nových vodních ploch

Tvorba nových vodních ploch

Pro obojživelníky jsou vodní plochy zásadní především z hlediska reprodukce. V krajině jich však bývá nedostatek anebo mívají nevhodné parametry. Z tohoto důvodu se předpokládá, že tvorba nových vodních ploch patří jednoznačně mezi nejvýznamnější opatření k ochraně obojživelníků (Vojar 2007). Obojživelníci využívají vodní biotopy nejen k rozmnožování, ale i jako svá loviště, zimoviště nebo pro přečkání období sucha. Všechny tyto funkce může poskytovat jedna vodní plocha, mnohdy je ale třeba vodních ploch více, a to s různými vlastnostmi. Např. skokan hnědý se rozmnožuje ve vodách stojatých, ale často zimuje v průtočných tůních nebo ve vodních tocích.

Přestože není pochyb o významu suchozemských stanovišť, praktická ochrana se soustřeďuje zejména na vodní plochy. Jeden z důvodů je, že vodní biotopy se tvoří a zkoumají daleko lépe než terestrické, protože mají v krajině jasně dané hranice. Zároveň během reprodukce jsou obojživelníci nejsnáze pozorovatelní, a tudíž se i lépe hodnotí kolonizace nového biotopu. Každá vodní plocha však nemusí být hned vhodným stanovištěm, a dokonce se může stát i pastí. Například špatně zvolená lokalita s vysokou propustností půdy by mohla způsobovat brzké vysychání, což může ohrozit pulce, kteří nemusí zavčas stihnout metamorfovat. Některé tůně se dokonce přímo budují za účelem doplnění podzemní vody nebo jako prostředek ke kontrole komářích kalamit. Tento design tůně poté může přilákat obojživelníky a ohrozit místní populace (Brand a Snodgrass 2010). Pro vybudování nové tůně je tedy zásadní výběr lokality, přičemž klíčová je přítomnost vody. Vhodná jsou místa s vysokou hladinou podzemní vody, zamokřené louky, rašelinné plochy atd., ale vždy je třeba provést biologický průzkum jak na samotném místě, tak i v okolí, abychom nenarušili místní ekologické vztahy a nezničili cennější biotop.

Je-li tůň vytvořená, je vhodné provádět monitoring druhů pro zhodnocení kolonizace. Doporučená doba monitoringu je 10 let (Pechmann et al. 2001; Vojar 2007), záleží však na konkrétním cíli, časových možnostech atd. Cílem je většinou zjistit jací a kolik obojživelníků osídlilo tůň v jednotlivých letech a také vůbec zhodnotit, jestli vybudovaná tůň poskytuje obojživelníkům vhodné podmínky. Na základě zjištěného obsazení jednotlivými druhy lze následně upravit nebo navrhnout nový management.

Druhové spektrum v okolí

Pokud chceme přispět k ochraně obojživelníků prostřednictvím tvorby tůní a mokřadů, nejprve si musíme uvědomit, jaké druhy chceme chránit, co je příčinou jejich úbytku a jestli se v dané oblasti vůbec vyskytují. Určitě nedává smysl vytvářet nový vodní biotop v prostředí, kde se nenacházejí žádné zdrojové populace nebo kde úbytek obojživelníků nezpůsobuje nedostatek vodních ploch, ale jiná příčina, např. migrace přes frekventovanou silnici. U každého druhu, který chceme chránit, si musíme zjistit jejich biotopové preference. Jednotlivé druhy totiž mívají rozdílné nároky na prostředí, a proto není možné vytvořit jeden univerzální biotop vyhovující všem druhům. Klíčovým rozdílem mezi druhy bývá odlišná preference k různému stupni sukcese, proto při ochraně více druhů je většinou nutné vytvořit sukcesně mozaikovitě prostředí, které je třeba udržovat pravidelným managementem (Zavadil et al. 2011).

Migrace a rozptylování

Pro praktickou ochranu obojživelníků je důležité vědět, jakým způsobem se v krajině pohybují. Obojživelníci často tvoří metapopulační strukturu, která se skládá z dílčích lokálních populací. Nebývá vzácností, že v krajině dominuje jedna hlavní populace, která zásobuje ostatní populace mladými jedinci (Alford a Richards 1999). Někdy jen v hlavní populaci převažuje natalita nad mortalitou, což bylo pozorováno například u blatnice skvrnitě (Hels a Nachman 2002) nebo u ropuchy krátkonohé (Sinsch 1992). V takovém případě pohyby obojživelníků představují genetický tok v krajině zajišťující životaschopnost celé metapopulace (Marsh a Trenham 2001). Porozumět pohybům živočichů je zásadní pro jejich ochranu, neboť je možné predikovat jejich šíření a snížit riziko úmrtí (u obojživelníků např. vlivem silničního provozu), ale také lze sledovat šíření různých nemocí nebo invazivních druhů (Semlitsch 2008).

Pohyby obojživelníků lze rozdělit na migraci a rozptylování. Migrace je opakující se pohyb především dospělých obojživelníků z terestrického prostředí do místa rozmnožování a zpět. Rozptylování je definováno jako jednosměrný pohyb mladých jedinců z místa narození do nových míst k rozmnožování (Semlitsch 2008). Tato cesta obvykle přesahuje větší vzdálenosti než pravidelné roční migrace, což výrazně zvyšuje šanci mladých obojživelníků na objevení nových vodních ploch (Breden 1987). Pojmy migrace a rozptylování se často nesprávně zaměňují, což může vést ke špatně zvolenému ochrannému managementu (Smith a Green 2005).

Základními hnacími silami migrace jsou ekologické a biogeografické faktory, kterými mohou být dostupnost potravních zdrojů a stanovišť, predace a konkurence (Alerstam et al. 2003). Obojživelníci patří mezi relativně málo pohyblivé druhy, ale vyžadují různé biotopy, mezi kterými se přesouvají. Obvykle potřebují během roku úkryt pro hibernaci a estivaci, vodní plochu pro rozmnožování a stanoviště s dostatkem potravy. Mnoha druhům může všechny tyto požadavky poskytovat jedno místo ve stejný čas nebo v různých časech v rámci sukcese (např. zazemněná tůň již nemusí být vhodná pro reprodukci, ale stále poskytuje obojživelníkům příznivé klima pro estivaci). Nicméně většina druhů v mírném pásu obývá biotopy, ve kterých některé nebo všechny zdroje jsou prostorově odděleny (Sinsch 1990).

Migrace však nemusí probíhat každý rok. Nastává zejména během rozmnožovací sezóny, kdy pohlavně dospělí jedinci migrují přes krajinu ze zimovišť do jedné nebo několika tůní vedle sebe za účelem reprodukce (Marsh et al. 1999). Po těchto přesunech na dlouhé vzdálenosti následují krátké přesuny do vhodných terestrických habitatů, které jim zajistí dostatek potravy, úkryt, případně útočiště pro estivaci v období sucha (Semlitsch 1981). Na podzim se obojživelníci opět vrací do míst k přezimování.

Obojživelníci jsou ektotermní živočichové náchylní na vysychání (Hurlbert 1969), a proto potřebují dostatečnou okolní vlhkost. Při migraci se tudíž musí vyhýbat prostředí s extrémně vysokými nebo nízkými teplotami (Sinsch 1990). Vzhledem k jejich fyziologii je migrace tedy omezena jen na určité časové období a v krajině se tak nemohou pohybovat na velké vzdálenosti.

Dospělí obojživelníci obvykle migrují nenáhodným způsobem. Stanoviště opouštějí a do nových vstupují většinou na stejném místě a přednostně využívají některé lokality a trasy více než jiné. Při jarní migraci je směr obvykle přímý, zhruba kolmý k břehu tůně (Rittenhouse a Semlitsch 2006). Semlitsch a Bodie (2003) odhadli průměrnou vzdálenost migrace na 159 až 290 m (průměr počítaný z dostupných údajů 19 druhů žab a 13 druhů ocasatých obojživelníků), ale jsou zaznamenány i rekordní vzdálenosti, např. 2 440 m u *Bufo boreas* (Bartelt et al. 2004). Extrémní pohyby jsou pravděpodobně důležité pro občasné rozptýlení i dospělých jedinců.

Vzdálenosti migrací se liší v rámci druhů a pohlaví. Žáby se pohybují v krajině maximálně do několika km (Smith a Green 2005), zatímco ocasatí maximálně několik set metrů (Baker a Halliday 1999). Zároveň ropuchy migrují dále než skokani a rosničky (Lemckert 2004). Pohlavní a mezidruhové rozdíly v načasování migrace se pravděpodobně

vyvinuly kvůli maximalizaci reprodukčního úspěchu. Samci většinou migrují dříve než samice, což jim zajišťuje více pářících příležitostí a samice migrující později si tak mohou vybrat partnera (Douglas 1979). Samice mohou migrovat později také z důvodu, že by vodní plochy mohly stále zamrzat, a proto by v nich nemusel být zatím dostatek potravy pro potomstvo (Harris 1980). Většina našich druhů se rozmnožuje v jarních a letních měsících, ale některé druhy se mohou rozmnožovat i na podzim, např. čolek horský nebo vzácněji blatnice skvrnitá (Maštera et al. 2016). Následně larvy přezimují ve vodě a dosahují poměrně velké velikosti. To jim na jaře zajišťuje velkou konkurenceschopnost při příchodu jarních druhů, a dokonce se mohou stát i predátory jiných obojživelníků (Boone et al. 2002). Konkrétní sezónní načasování reprodukčních migrací je pravděpodobně výsledkem kompromisu mezi dostupností vodních a potravních zdrojů, příznivými podmínkami pro suchozemskou migraci a bezpečnými zimovišti (Semlitsch 2008).

Pro obojživelníky je charakteristická filopatrie neboli tendence vracet se do původního habitatu a je typická zejména u dospělých jedinců. Věrnost dobře známým lokalitám nenutí obojživelníky mrhat energií, neboť nová potenciální stanoviště se často nacházejí daleko. Obojživelníci tak mají větší šanci na přežití a na úspěšnou reprodukci (Johnson a Gaines 1990). Pokud se v krajině vytvoří nové vodní plochy, většinou bývá problém, aby se o nich obojživelníci dozvěděli. Průzkumné chování u obojživelníků nebylo pozorováno, což pravděpodobně souvisí s jejich fyziologií, protože jsou náchylní na vysychání, teplotní stres a také se musí potýkat s predátory (Tracy et al. 1993). Filopatrie je poměrně častá, ale její intenzita se mezi druhy liší. Například u druhu *Bufo bufo* je zaznamenána filopatrie 93–96% (Reading et al. 1991), u *Rana sylvatica* dokonce 100% (Berven a Grudzien 1990), zatímco u *Bufo woodhousii* je filopatrie pouze 49% (Breden 1987). Ani v rámci jednoho druhu nejsou všichni jedinci stejně filopatričtí. U některých druhů jsou samci věrnější původnímu stanovišti, zatímco samice častěji osidlují stanoviště nová (Reading et al. 1991). Filopatrie je dále ovlivněna rozšířením a dostupností vodních ploch, fragmentací, sukcesí, lokálním vymíráním atd. Ke kolonizaci nové vodní plochy dospělými obojživelníky nejčastěji dochází z důvodu zániku dosavadního habitatu, např. v důsledku znečištění nebo zarůstání.

Druhým pohybem v krajině je rozptylování. U obojživelníků je charakteristické zejména pro juvenilní jedince (Berven a Grudzien 1990). Jde o jednosměrný pohyb mladých obojživelníků z místa narození do nové tůně, která je dosud nekolonizovaná stávající populací. Tento pohyb nastává u jedince většinou jednou za život. Někteří mladí obojživelníci

však zůstávají poblíž rodné tůňky, kde dospívají a později se v této tůňce i množí. Tito jedinci potom doplňují současnou populaci.

Pohyb v krajině není pro mladé obojživelníky jednoduchý zejména kvůli jejich fyziologii. Kvůli své malé velikosti jsou více náchylní na vysychání, a proto v porovnání s migrujícími dospělci se za stejné časové období pohybují pomaleji. Ve výsledku za několik let se však ale mohou přemístit na velké vzdálenosti. Smith a Green (2005) odhadli, že mladé žáby se v krajině přesouvají průměrně do 3 km (průměr počítaný z dostupných údajů 53 druhů) a ocasatí do 0,5 km (průměr počítaný z dostupných údajů 37 druhů).

Je známo, že obojživelníci, kteří kolonizují nové vodní plochy jsou již pohlavně dospělí. Obojživelníci dospívají zhruba po třech letech, během kterých cestují a hledají novou základnu pro reprodukci. Většina druhů si přesun v krajině rozdělí na několik úseků během let anebo vyhledávají novou tůň až při dosažení pohlavní dospělosti, díky čemuž lépe zvládnou pohyb v krajině. Pokud se čerstvě metamorfovaným jedincům podaří najít novou tůň rychle, musí počkat, než pohlavně dospějí a budou se moci rozmnožit. Většina druhů metamorfuje během léta, v době nejméně příznivé pro přesun na velké vzdálenosti, proto pohyb v prvním roce bývá omezen pouze do oblasti sousedící s místem narození, kde později také přezimují. Rychle rostoucí druhy se mohou v krajině pohybovat dříve (Semlitsch 2008).

Zatím nejsou vypořádány žádné pohybové vzorce, které by naznačovaly, jak obojživelníci nové vodní plochy hledají. Pohyby juvenilů jsou často méně směřované a více náhodné než pohyby dospělých obojživelníků (Rittenhouse a Semlitsch 2006). Rozptylování obojživelníků je zatím chápáno jako náhodný proces, který je ovlivněn hustotou vodních ploch, bariérami, filopatrií atd. Díky náhodnosti však juvenilové čelí vyššímu riziku úmrtí, což je zřejmě vykompenzováno tím, že obojživelníci mají velký počet potomků. Šance na objevení nové vodní plochy je tak v rámci celé metapopulace větší a kolonizace tak úspěšnější (Semlitsch 2008).

Pochopení pohybů obojživelníků, rozlišení pojmů migrace a rozptylování a lokální populace a metapopulace je zásadní pro jejich účinnou ochranu. Ochrana lokální populace spočívá ve vymezení velikosti jejího biotopu, a to včetně toho suchozemského. Biotop by měl zahrnovat habitaty pro lov, hibernaci, estivaci a pro rozmnožování a základní populace by měla obsahovat velký počet jedinců. Přestože nevíme, kolik jedinců základní populace potřebuje pro dlouhodobé přežití, existuje několik studií, které prokázaly, že většina druhů se soustřeďuje v blízkosti vodních ploch. Např. Rittenhouse a Semlitsch (2007) zjistili, že se 50 % populace

pohybuje v okruhu 93 m od tůně, 95 % populace najdeme do 664 m a 99 % do 852 m. Ochrana na úrovni lokální populace se tedy obecně může zaměřit na prostor do jednoho km od tůně. Empirické údaje o šíření juvenilů naznačují, že metapopulace se vyskytuje v okruhu 2 až 10 km. V případě ochrany celé metapopulace je tudíž třeba se soustředit na daleko větší území.

V současné době je šíření obojživelníků nedostatečně prozkoumáno a vyžaduje zvýšenou pozornost. Zejména je třeba studovat přesuny v krajině s ohledem na pohlaví, velikost těla, velikost populace, kvalitu habitatu a interakce s prostředím (Heinz et al. 2006). Pochopíme-li životní vzorce obojživelníků, mohou být v budoucnu navrhována efektivnější ochranná opatření.

Orientace v krajině

Smysly, které obojživelníci používají při orientaci v krajině jsou sluch, čich, zrak a vnímání magnetického pole (Sinsch 1990). Pro výběr partnera a při obraně území využívají své hlasové projevy, přičemž většina zvuků se šíří pouze na vzdálenosti 10–100 m. Přesto ale existují výjimky, např. u *Pseudocris triseriata* a *Bufo calamita*, u kterých se šíří zvuky na vzdálenosti 500–1000 m (Sinsch 1988a). Orientace pomocí magnetického pole je známá např. u *Bufo bufo*, *Bufo calamita* nebo *Xenopus laevis*. Role magnetického pole však dosud není dostatečně prozkoumána. Pro orientaci využívají také svůj čich, který však primárně slouží k rozpoznávání kořisti. U *Bufo bufo* bylo zjištěno, že zrak používají při překonávání krátkých vzdáleností, a naopak důležitost čichu stoupá při překonávání dlouhých vzdáleností (Sinsch 1990). Jiné mechanismy orientace v krajině jako třeba geotaxe nebo hydrotaxe zatím nemají podpůrné důkazy (Heusser 1969). Při orientaci obojživelníci využívají také různá vodítka v krajině, což mohou být stromy, lesní cesty atd. Studie se zabývají i orientací pomocí pozice slunce nebo rozložení hvězd a měsíce na obloze. Tato orientace má ale spíše menší význam, neboť většina obojživelníků migruje během zatažených deštivých nocí (Sinsch 1988b).

U každého druhu se význam jednotlivých smyslů liší, např. u *Bufo bufo* se prokázalo, že po otupění čichu byli jedinci značně dezorientovaní, zatímco u *Bufo americanus* ztráta čichu nedělala větší problém (Sinsch 1990). Pomocí experimentů se také dokázalo, že někteří obojživelníci dokáží jedno vodítko a smysl nahradit jiným a jiné smysly jsou naopak nenahraditelné. U *Bufo bufo* se zjistilo, že čich a orientace pomocí magnetismu se nedají vzájemně nahradit, z čehož vyplývá, že každý smysl má při orientaci v krajině trochu jinou roli. (Sinsch 1987).

Terestrické prostředí

Ačkoliv se většina studií zaměřuje především na vodní plochy (Semlitsch a Bodie 2003), ochrana obojživelníků by měla bezpochyby zahrnovat i terestrické prostředí, kde obojživelníci tráví většinu svého života (Cushman 2006). Výjimkou z našich obojživelníků je snad jen skokan zelený a skokan skřehotavý, kteří žijí velkou část roku ve vodě a často vylézají pouze na břehy (Maštera a Mašterová 2017). V letních měsících se obojživelníci potýkají se suchem, a proto potřebují k přežití biotop s vhodným mikroklimatem. V zimě naopak hledají místo, kde mohou poklidně hibernovat. Přestože někteří obojživelníci dokáží zimovat ve vodě, většina zimuje právě na souši, např. mezi kameny nebo kořeny, pod dřevem, v suché trávě, v norách nebo v jeskyních. Několik studií potvrzuje, že ponechání dřevin nebo zachování dostatečného korunového zápoje po těžbě lesa může mít velký vliv na přežívání obojživelníků (Mossman et al. 2019). I u suchozemského biotopu však existují značně rozdílné preference a některé druhy vyžadují dokonce speciální prostředí. Např. pro blatnici skvrnitou jsou důležité lehké písčité půdy, protože se do nich zahrabává nebo např. mlok skvrnitý potřebuje k rozmnožování čisté lesní potůčky ideálně v listnatých lesích se strmými svahy.

Houlahan a Findlay (2003) tvrdí, že na výskyt obojživelníků má největší vliv využívání pozemků vzdálených do 200 metrů od vodní plochy. Clevenot et al. (2018) podotýkají, že pozorovatelný efekt je až na vzdálenost 500 metrů, určenou s ohledem na vzdálenost rozptylování. Semlitsch a Bodie (2003) konstatují, že v průměru se obojživelníci mimo období rozmnožování soustředí do 290 metrů od vodní plochy. Jedná se ale pouze o průměr, který se nedá aplikovat na všechny druhy, např. ropucha obecná využívá daleko širší okolí. Rittenhouse a Semlitsch (2007) navíc zjistili, že rozmístění jedinců v terestrickém prostředí kolem vodní plochy není rovnoměrné. Toto má význam zejména při záboru půdy, neboť např. ztráta 50 % okolního biotopu neznamená ztrátu 50 % populace.

Mezi plochami je nutné zajistit dostatečnou propojenost, a proto je ochrana obojživelníků důležitá především ve fragmentované krajině, kde vzniklé bariéry snižují úspěšnost šíření a přežití zejména juvenilních jedinců. Pokud jsou na lokalitě vhodné podmínky, a přesto není kolonizována, většinou zde bývá špatná přístupnost (Vojar 2007). Izolace mezi vodním a terestrickým prostředím navíc bývá zpravidla horší než izolace mezi dvěma vodními plochami (Marsh a Trenham 2001). Je důležité vzít v úvahu, že pro obojživelníky je typická metapopulační struktura, a proto ovlivněním jedné plochy lze ovlivnit výskyt druhu i na dalších lokalitách. Např. s vymizením mokřadu se může prodloužit

vzdálenost mezi dalšími vodními plochami, a to může mít negativní vliv na mladé obojživelníky, kteří při rozptylování musí čelit delší vzdálenosti (Gibbs 1993). Proto při výběru místa pro tvorbu nové tůň je vždy nutné vzít v potaz jednak disperzní schopnost jednotlivých druhů a jednak vzdálenost nové tůň od tůň stávajících.

Většina druhů se vyhýbá intenzivně obhospodařovaným polím (Le Viol et al. 2012) a zástavbě (Scher a Thiéry 2005), naopak druhová bohatost často koreluje s lesními porosty a množstvím vodních ploch v krajině (Beebee et al. 1996, Mann et al. 1991). Mokřady a tůň totiž nemusí sloužit primárně k reprodukci, ale mohou zajišťovat dostatek potravy a útočiště v době sucha (Marsh a Trenham 2001). Nedostatek lesního pokryvu mezi mokřady představuje pro obojživelníky překážku při pohybu v krajině. To platí i pro druhy, jež nejsou přímo vázány na lesy, neboť jsou vystaveni vyššímu riziku predace a vysychání. Na druhou stranu pro většinu našich druhů nejsou vhodné ani husté lesní porosty. Vždy je třeba zvážit preference každého druhu, neboť např. u čolka horského a skokana štíhlého je patrná vazba na lesy, naopak ropucha krátkonohá a zelená jsou druhy, které jsou adaptovány na raně sukcesní stádia a při zarůstání výrazně ustupují. Vysokou biodiverzitu obojživelníků proto poskytuje většinou krajina mozaikovitá, kde se střídají plochy lesa a bezlesí a různě staré vodní biotopy (Zavadil et al. 2011).

Většinou není vhodné stavět tůň v přímém kontaktu s intenzivně obdělávanou půdou, neboť zvýšené množství pesticidů a hnojiv může mít neblahý vliv na kvalitu vody a následnou reprodukci. Avšak ne vždy každá tůň vedle pole musí okamžitě znamenat nevhodné stanoviště. Každý druh totiž zvládá různé koncentrace dusičnanů (Clevenot et al. 2018) a jiných látek. Navíc mírné hladiny dusíku ve vodě mohou přispívat k rozvoji řas a mikroorganismů, kterými se pulci živí. Dokonce je zjištěno, že některé obojživelníky při migraci láká zápach produkovaný řasami (McCarthy a Lathrop 2011). Velké množství dusičnanů je však pro obojživelníky škodlivé, neboť má přímý vliv na vývoj pulců. Kromě toho nadměrný rozvoj řas a sinic vede někdy až k úplné degradaci stanoviště.

Rovněž je třeba zvážit, zda obojživelníci nebudou čelit riziku úmrtí při přecházení silnice. I zde existují vnitro i mezidruhové rozdíly, např. juvenilní skokani hnědí a ropuchy se pohybují přes den, zatímco dospělci migrují převážně v noci. Juvenilové při pohybech přes silnici proto mají vyšší pravděpodobnost úmrtí vlivem zvýšeného dopravního provozu (Mikátová a Vlašín 2002). Pokud hrozí, že budou muset obojživelníci překonávat frekventované silnice, mělo by se zvážit, zda není lepší vybudovat tůň na jiném místě.

Vlastnosti tůň

Univerzální vlastnosti tůň neexistují. Např. ropucha krátkonohá upřednostňuje nezarostlá raně sukcesní stádia, naproti tomu plochy se silně rozvinutou vegetací preferuje skokan krátkonohý. Mělké tůň preferuje kuňka obecná, naopak hlubší tůň mají význam pro druhy zimující ve vodě (Zavadil et al. 2011). V případě ochrany více druhů je proto vhodné vytvořit komplex tůní a mokřadů a vždy je lepší vytvořit více malých tůní s různými vlastnostmi než jednu velkou vodní plochu. Jednak to zvyšuje heterogenitu a zároveň menší tůň s sebou nenesou riziko, že budou brzy osídleny rybami.

Důležitý je pozvolný **sklon břehů**. Mělké břehy se rychleji prohřívají, hostí více rostlin a ty potom poskytují úkryt před predátory, zejména rybami. Díky mělkému sklonu je vytvořena také zóna pravidelného zaplavování. Strmý sklon je zcela nevhodný, protože po vstupu do vody mají obojživelníci často potíže s opětovným vystoupením (Parris 2006).

Se sklonem souvisí i **hloubka** tůň. Ta ovlivňuje celou hydroperiodu, rychlost prohřívání, rychlost sukcese atd. Hlubší tůň mají význam zejména pro druhy zimující ve vodě, typicky např. pro skokana zeleného nebo skokana skřehotavého. U některých druhů, např. u čolka horského nebo u skokana hnědého někdy ve vodě přezimují jejich pulci (Maštera et al. 2016). Obecně se dá říct, že velice příznivá je hloubková členitost tvořící tak různé mikrohabitaty.

Osluněnost vody je zásadní zejména pro pulce, kteří se živí planktonem a řasami. Většina druhů vyžaduje teplé osluněné plochy, ale není to pravidlem. Výjimkou je např. skokan hnědý, který upřednostňuje alespoň z části zastíněné plochy (Maštera a Mašterová 2017). Pro tyto druhy je proto možné ponechat u břehu několik dřevin tvořící stín. Spadané listí navíc poskytuje další úkryty a podporuje tvorbu planktonu. Nicméně příliš velké množství dřevin kolem tůň zpomaluje ohřev vody a tůň se rychleji zanáší.

Přítomnost obojživelníků mohou ovlivnit i některé **parametry vody**. Například velké množství dusičnanů může mít vliv na reprodukci a následný vývoj pulců (Adolfo et al. 1999). Podle Dale et al. (1985) existuje korelace mezi úmrtností mladých jedinců některých druhů obojživelníků a kyselostí vody, a to v průměru při pH pod 4,5. To souhlasí s Hornem a Dunsonem (1994), kteří spojují nízké pH s vyšší rozpustností těžkých kovů, které mají negativní vliv na vývoj a reprodukci. Tolerance se však u jednotlivých druhů liší. Např. Andrén et al. (1988) zjistili, že nejvyšší toleranci k nízkému pH z našich hnědých skokanů vykazuje skokan ostronosý. Naopak nejnižší toleranci má skokan štíhlý, u kterého bylo zjištěno, že pH

pod 4 způsobuje mortalitu většiny snůšek. Kromě zvýšené mortality nízké pH také způsobuje prodloužení embryonálního vývoje a zvyšuje riziko napadení plísněmi. Další parametry vody, které mohou mít vliv na výskyt obojživelníků může být např. množství rozpuštěného kyslíku, teplota nebo konduktivita. I tolerance konduktivity je však u různých druhů obojživelníků poněkud odlišná. Např. Klaver et al. (2013) ve své studii zjistili, že *Ambystoma mavortium*, *Pseudacris maculata* a *Rana luteiventris* upřednostňovali konduktivitu do 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, oproti tomu druh *Anaxyrus boreas boreas* si vybíral tůň s hodnotami konduktivity nad 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Co se týče teploty vody, většina studií uvádí, že v tůňích s teplou vodou dochází k rychlejšímu vývoji, což snižuje riziko predace a přítomnosti pulců v době vysychání. Na druhou stranu v případě rychlého vývoje dosahují obojživelníci menší velikosti při metamorfóze, což může snížit jejich fitness (Watkins a Vraspir 2006). Lambert et al. (2018) dokonce zjistili, že teplota vody může u některých druhů ovlivňovat poměr pohlaví.

Dokonce i **způsob napájení vodou** je pro některé druhy důležitý. Tůňe mohou být zásobovány srážkami, podzemní vodou nebo mohou stát v trase povrchového odtoku. Většina našich obojživelníků se v silně průtočných tůňích nerozmnožuje. V těchto tůňích panují totiž jiné abiotické podmínky. Většinou zde nevzniká teplotní gradient, nedochází ke kolísání vodní hladiny a tůň je více homogenní. Navíc pokud je na jeden tok napojena kaskáda tůň, i ty jsou často vzájemně homogenní (Mokřady z. s.). Napájení tokem je nežádoucí i z důvodu vyššího rizika pronikání nebezpečných látek, jako jsou splachy z polí nebo ze silnic, a také se zde mohou snáze dostat ryby. Mimo jiné tento typ tůň se často rychleji zanášá přitékajícími splaveninami (Just et al. 2005).

Hydroperioda tůň se zdá být jako nejvýznamnější faktor ovlivňující život ve vodě. U velkých tůň, u kterých nedochází k občasnému proschnutí, je velké riziko, že budou brzy osídleny rybami. Ty poté mohou vyhubit celé populace obojživelníků, a to buď přímo jako predátoři nebo mohou likvidovat vodní vegetaci, která je nezbytná pro většinu druhů (Brown et al. 2012). V nevysychajících nádržích také žije více dravých makrobezobratlých, zejména brouků a vážek, což jsou významní predátoři pulců (Porej a Hetherington 2005). Z tohoto důvodu občasné proschnutí tůň významně přispívá k ochraně obojživelníků, a to i přestože i samotní obojživelníci čelí výzvě, zda stihnou dokončit svůj vývoj zavčas. Není však třeba, aby k vysychání docházelo každý rok. Briggs (2001) uvádí, že dlouhodobé přežití populací často závisí na kombinaci vysychajících a trvale zaplavených tůň.

Každý druh je na vysychání jinak přizpůsobený, např. někteří dokážou zvýšit behaviorální termoregulaci a urychlit tak svůj vývoj. Jiné druhy jako třeba skokan hnědý se rozmnožují brzy na jaře, aby pulci stihli vývoj před letním vysycháním. Nevýhodou však této strategie je pomalejší vývoj z důvodu nízkých teplot. Briggs (2001) zaznamenal, že dočasné tůň využívá také např. kuňka žlutobřichá, jakožto druh s rychlým larválním vývojem. Jiné druhy se vysychajícím tůňím ale vyhýbají a raději upřednostňují větší vodní plochy. Obvykle jde o druhy s naopak dlouhým larválním vývojem, např. vodní skokani nebo čolek velký (van Buskirk 2005). Nevýhodou velkých nádrží je však již zmíněné vyšší riziko rybí predace. Na to jsou některé druhy adaptované, např. ropucha obecná, která se často vyskytuje ve velkých nádržích, má chuťově odpuzující pulce.

Navzdory různým adaptacím dochází během vysychání ke zmenšení prostoru ve vodě a zvyšuje se konkurence. To může zpomalovat růst, a dokonce může dojít ke kanibalismu (Griffiths 1997). Při brzkém vysychání často dochází ke katastrofickému úhynu pulců, což vede k velkým meziročním výkyvům ve velikosti populace (Bell 1979). Nicméně obojživelníci jsou r-stratégové s velkým počtem potomků, často se rozmnožují a je pro ně typická metapopulační struktura. To znamená, že při vymření dílčí populace, bývá lokalita brzy kolonizována, a to zejména mladými obojživelníky z okolních tůň.

Zásadní je i přítomnost **vegetace**. Vliv rostlinných společenstev na obojživelníky zatím není dostatečně prozkoumán, ale přesto existují důkazy o jejich významném dopadu. Rostlinná vegetace podstatně přispívá k heterogenitě prostředí, a to jak na souši, tak ve vodě. Vodní rostliny obojživelníkům poskytují úkryt před predátory, zejména před rybami. Někteří obojživelníci využívají rostliny k přichycení svých snůšek a vajíček. Na rostlinách, mrtvém dřevě a jiném detritu se také vytvářejí biofilmy, které mohou být potravou pro pulce. Ne vždy však mají rostliny na obojživelníky příznivý vliv. Některé rostliny totiž mohou produkovat fytochemikálie negativně působící na reprodukci. Je rovněž známo, že vegetace také ovlivňuje složení a početnost bezobratlých (Burrow a Maerz 2022). Zároveň nejde jen o složení rostlinných společenstev, ale důležitý je také stupeň sukcese. Tyto interakce jsou však velmi variabilní v různých typech mokřadů. Ani vztah mezi rostlinami a obojživelníky nelze zobecnit a některé druhy mají dokonce úplně opačné preference. Např. ropuchu krátkonohou často nacházíme v nádržích zcela bez vegetace, kuňka obecná nebo skokan štíhlý upřednostňují plochy s částečně rozvinutou vegetací a vodní skokani vyžadují silně zarostlé biotopy (Zavadil et al. 2011).

Okolní vegetace může ovlivňovat i abiotické podmínky v tůni. Ačkoliv řada studií uvádí pozitivní korelaci mezi druhovou bohatostí a přítomností lesních porostů (Guerry a Hunter 2002), těsná blízkost dřevin v okolí tůně je pro většinu druhů nežádoucí (Simpson et al. 2021). Dřeviny svým stínem totiž brání ohřevu vody, svou evapotranspirací mohou zkracovat hydroperiodu a tím urychlit sukcesi a opad listů může způsobit rychlé zazemňování. Pozitivním vlivem může být vyšší rozpustnost kyslíku v chladnější vodě, nicméně na obsah kyslíku má daleko větší vliv spíše primární produkce vodních rostlin (Rose a Crumpton 1996). V zastíněných tůních může být teplota vody o 2–5 °C nižší než v tůních osluněných (Burrow a Maerz 2022), přičemž teplotu vody ovlivňují i emerzní rostliny (Brown et al. 2006). Velké množství emerzní vegetace navíc může tvořit větrnou bariéru, která brání promíchávání živin ve vodním sloupci. Vliv rostlin prokázali např. Skelly et al. (2014) ve své studii, kde vykácení stromů v okruhu 25 m od tůni vedlo ke zvýšení druhové bohatosti.

Pro správné fungování nádrže je důležitá pravidelná **údržba**, a to zejména z důvodu postupného zarůstání a zazemňování. Nadměrný rozvoj vegetace může vést k zastínění, ke špatné cirkulaci vody a k eutrofizaci (Hamer a Parris 2011). U neudržovaných tůní navíc vlivem sukcese dochází k jejich brzkému zániku. Údržba většinou spočívá v prohlubování tůně a odstraňování vegetace, napadaného listů a bahna. Rovněž bývá nutné prokácet okolní dřeviny, aby došlo k většímu oslunění tůně. V nížinných oblastech kolem řek je nutné odstraňovat vegetaci častěji než v horských tůních, kde sukcese obvykle probíhá pomaleji. Sukcesi lze zpomalit i pomocí biologických interakcí, např. nádrže s některými býložravými rybami mohou být i zcela bezúdržbové. Tento management je však velice riskantní, protože ryby se mohou nekontrolovatelně přemnožit a zlikvidovat veškerou vegetaci. Je tedy vhodnější zvolit jiné metody, například pravidelné kosení, pojezdy těžkou technikou nebo pastvu dobytka. Obnovu tůní je nutné provádět ve vhodném období, tedy mimo dobu rozmnožování a zimování.

Vždy je třeba si každou revitalizaci důkladně promyslet. Jak upozornil Griffiths (1997), příliš horlivý management, jako je prohlubování tůní, může být velice riskantní a někdy může nejen obojživelníkům, ale i jiným druhům, spíše ublížit. Zánik a vznik tůní by v ideálním světě měly být v jakési rovnováze, protože každé sukcesní stádium má v přírodě svůj význam. I drobné vodní plochy, které již neslouží k reprodukci, mohou být pro obojživelníky např. úkrytem s vhodným mikroklimatem. Na efemerní mokřady navíc mohou být navázány i jiné vzácné druhy, zejména bezobratlí a rostliny (Collinson et al. 1995), a revitalizací tůně by tak mohlo dojít ke zničení cennějšího biotopu. Pokud je to možné, vždy je lepší starou tůň nahradit tůň novou a takto celý cyklus vždy opakovat.

Vodní predátoři

Běžnými predátory obojživelníků, zejména jejich snůšek a larev, jsou vodní brouci, pijavice, larvy vážek, ploštice, ryby či dokonce samotní obojživelníci (Cerbo a Romano 2007). Zastoupení druhů se mezi přirozenými a umělými tůňmi může lišit, protože stejně jako u obojživelníků, přítomnost jiných vodních živočichů ovlivňuje celá řada faktorů, jako jsou hydrologické podmínky, hloubka vody, osluněnost, přítomnost vegetace atd. Například v jedné studii v Irsku zaznamenali, že v uměle vytvořených tůňích propojených povrchovým tokem se v prvních tůňích nacházelo více zástupců brouků, zatímco v těch posledních se vyskytovaly zejména vážky a ploštice. Odlišnou druhovou bohatost zde mohla způsobit různá velikost tůní (Jurado et al. 2012).

Obecně jsou za nejvýznamnější predátory obojživelníků považovány ryby. Jejich přítomnost může ihned po proniknutí do nádrže drasticky ovlivnit celé populace obojživelníků (Sexton a Phillips 1986). Do tůní se ryby mohou dostat zejména umělým vysazováním, přirozeně pak skrze povrchové toky v době záplav a skrze pasivní transport živočichy (Semlitsch 2000).

Mezi predátory existují značné rozdíly v preferované kořisti. Ačkoliv větší predátoři mají zpravidla vyšší úspěšnost lovu (Formanowicz 1986), většina z nich nezávisle na jejich velikosti loví spíše menší pulce (Brodie and Formanowicz 1983). Z tohoto důvodu má mnoho larev vyvinuté obranné mechanismy zvyšující jejich šanci na přežití. Některé larvy mají větší schopnost pohybu a mohou rychleji uniknout, jiné larvy se shlukují do skupin a někteří obojživelníci mají v těle chuťově odpuzující či dokonce toxické látky (Brodie a Formanowicz 1987). Tyto obranné mechanismy byly zaznamenány např. u ropuchy obecné s chuťově odpuzujícími pulci, u skokana skřehotavého s ostrážitými pulci (Zavadil et al. 2011) nebo u skokana hnědého s typickým shlukováním snůšek na jednom místě. Také rychlý růst u některých druhů by mohl být považován jako strategie, jak snížit riziko predace (Formanowicz and Brodie 1982). Obranné mechanismy se liší jak mezi druhy, tak mezi jednotlivými vývojovými stádii. Například čerstvě metamorfovaní a čerstvě vylíhlí *Bufo Americanus* jsou pro predátory více nechutní než v jiných vývojových stádiích. Důvodem zřejmě je, že v této fázi vývoje mají obojživelníci omezenou schopnost plavat (Brodie a Formanowicz 1987).

Některí predátoři požírají jen určité druhy nebo se mohou zaměřovat jen na určitá vývojová stadia. Například živočichové se sacím ústrojím (např. znakoplavky) predují

na vajíčkách i pulcích ropuchy obecné, ačkoliv tento druh není pro svou nechutnost běžně požírán (Henrikson 1990). Vajíčka, která jsou chráněna vazkým rosolovitým obalem, typicky např. u skokana ostronosého, jsou rovněž pro spoustu predátorů nedostupná. Této nedotčené kořisti tak využívají pijavice, které přes tuto bariéru dokážou proniknout a zlikvidovat tak nakladené snůšky. Podle dostupných informací se zdá, že jediné evropské pijavice s touto schopností jsou pijavka koňská (*Haemopsis sanguisuga*) a rod hltanovek (*Erpobdella* sp.). Ačkoliv pijavice požírají především snůšky žab, pijavka koňská se živí také vajíčky a larvami ocasatých obojživelníků (Cerbo a Romano 2007). Některé druhy pijavic se živí ektoparaziticky. V České republice je to zejména vzácná pijavka lékařská (*Hirudo medicinalis*), jejíž juvenilní jedinci se živí výhradně krví obojživelníků.

Většina zmíněných predátorů se v krajině šíří velmi rychle a mají široké geografické rozšíření. Rychlými kolonizátory nových tůní jsou hlavně vodní brouci, vážky a ploštice, kteří se za pomoci aktivního letu dokážou přemístit na velké vzdálenosti (Briers a Biggs 2005). Např. potápníci jsou schopni uletět až několik kilometrů (Beladjal a Mertens 2009). Jiní živočichové spoléhají na vodní a větrné proudy nebo se nechávají pasivně přemísťovat jinými živočichy (Bilton et al. 2001). Příkladem jsou některé ektoparazitické druhy pijavic, které se šíří pomocí vodního ptactva (Davies et al. 1982).

Stávající vodní plochy jako pasti

Vedle tvorby nových vodních ploch je důležité věnovat pozornost i vodním plochám stávajícím. Umělé nádrže totiž mohou přitahovat obojživelníky a pokud nemají vhodné parametry, mohou se pro ně stát hrozbou. To může následně zkomplikovat i kolonizaci nových tůní. K nevhodnému stanovišti totiž může být spousta druhů filopatrická a pokud zde dochází k vysoké mortalitě, nemusí být v krajině dostatek zdrojových populací. Problémem bývají např. rybochovné, rekreační a požární nádrže, čističky nebo tůně v blízkosti silnic.

Pro obojživelníky může být nebezpečná nepřírozeně krátká hydroperioda. Ta může být způsobena odvodňovacími příkopy a drenážemi nebo naopak závlahovým zařízením čerpajícím vodu z okolí. Rovněž nežádoucí jsou ale i nádrže s trvale přítomnou vodou, neboť v nich bývají přemnoženy ryby. V rybníce s vysokou rybí obsádkou bychom měli obojživelníkům vytvořit dostatečné množství úkrytů ve formě popadaného dřeva nebo mělčin s vegetací. Někdy není špatné nádrž rozdělit pletivem nebo kamenným záhozem, aby část nádrže zůstala bez ryb (Zavadil et al. 2011). U rybníků je také důležité vhodně naplánovat dobu jejich vypouštění.

Vypouštění v době rozmnožování bývá pro obojživelníky katastrofické a mnohdy může dojít k vyhubení celé lokální populace.

U betonových rybníků a požárních nádrží jsou problémem také kolmé břehy. Obojživelníci do těchto nádrží mohou totiž spadnout a poté mívají problém dostat se ven. Proto by bylo vhodné alespoň jeden břeh upravit tak, aby měl pozvolný sklon s dostatečným podílem mělčin a optimálně jej také doplnit vegetací. Podle Chang et al. (2011) by měl být sklon s vegetací maximálně do 45 °. Druhou možností je zamezit tomu, aby se obojživelníci do nádrže dostali.

Nebezpečí představují i tůně znečištěné splachy z polí a z průmyslových oblastí. Toxické látky snižují růst a přežívání pulců a někdy způsobují tělesné deformace (Semlitsch 2002). Jedna z možností, jak eliminovat průnik látek do vody, je vytvořit v okolí tůně ochranný travnatý pás s minimální šířkou 30–60 m (Semlitsch a Bodie 2003). Záchytné pásy a protierozní valy by bylo vhodné vybudovat i přímo v zemědělské krajině. Někdy se záměrně tůně budují v těsné blízkosti polí, kde potom slouží jako sedimentační nádrže nebo kořenové čistírny. Zda tyto vodní plochy mohou být pro obojživelníky příhodné zatím není dostatečně prozkoumáno. Pozorování obojživelníků v těchto typech tůní proběhlo například v jižním Estonsku, kde Rannap et al. (2020) zaznamenali výskyt čolka obecného, ropuchu obecnou, skokana hnědého, skokana ostronosého a skokana krátkonohého.

Nebezpečné mohou být i vodní plochy v blízkosti frekventovaných silnic. Jednak je zde zvýšené riziko mortality v důsledku kolize a jednak se zde uvolňují znečišťující látky z automobilů nebo ze solných posypů. Problematika kolize se často řeší instalací bariér zamezujících vstup obojživelníkům na vozovku.

Protože jsou dospělci často filopatričtí a nové tůně osidlují převážně mladí jedinci, tak je pro kolonizaci nové tůně klíčové, aby ve zdrojové populaci bylo co nejvíce úspěšných metamorfóz. Zdá se, že pro obojživelníky je typická velká fluktuace ve velikosti populace. To znamená, že spíše než stálý nízký reprodukční úspěch každý rok, je typické velké množství úspěšných metamorfóz jednou za několik let. V případě dlouhodobého reprodukčního neúspěchu tak může dojít k poklesu až k úplnému vymizení dílčí populace (Semlitsch 2000).

Cíle práce

Cílem diplomové práce je charakterizovat sukcesní změny v šesti nově vybudovaných tůních v obci Pohořany v letech 2021 až 2024 se zaměřením na průběh kolonizace, druhové složení a početnost společenstva obojživelníků a jejich potenciálních predátorů. Dalším cílem bylo také popsat vývoj vegetace a abiotických faktorů v jednotlivých tůních a zhodnotit jejich vliv na výskyt obojživelníků. V závěru práce budou sepsána doporučení pro budoucí management této lokality.

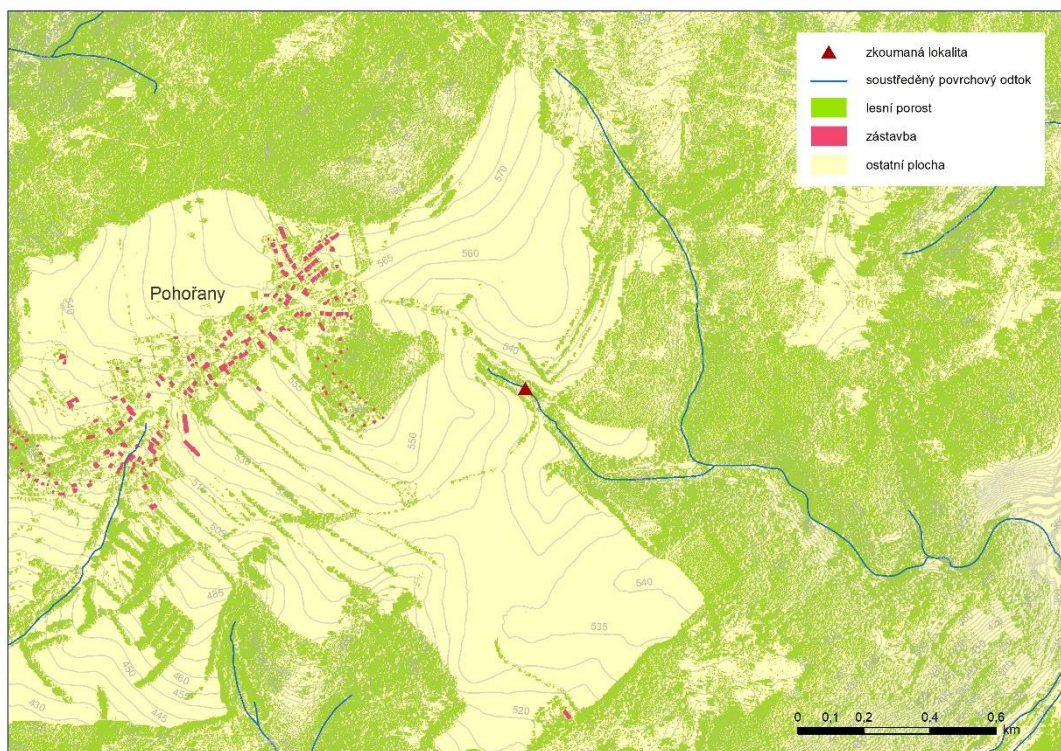
Materiál a metody

Popis lokality

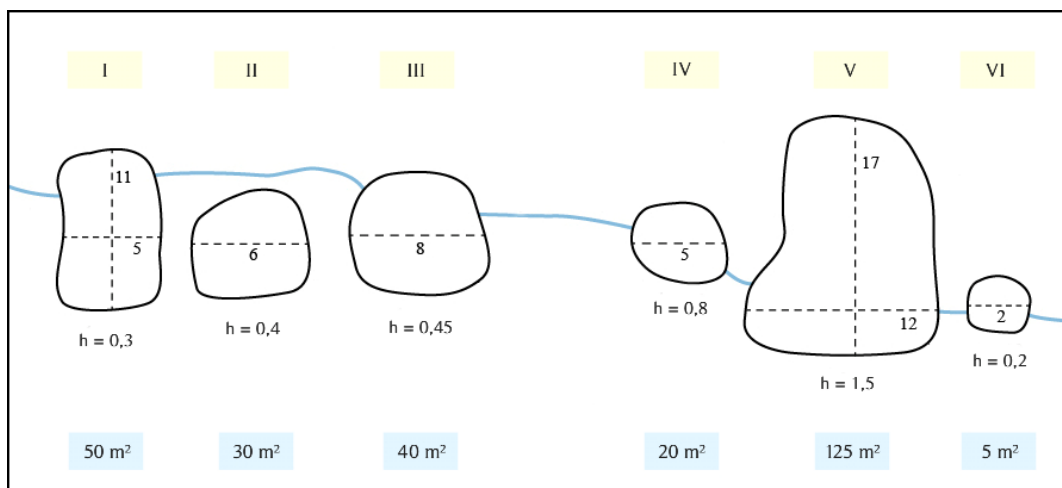
Pozorování probíhalo na lokalitě Dolany – Pohořany (49°40'28"N, 17°23'36"E) v okrese Olomouc, kde v říjnu v roce 2020 bylo uměle vybudováno šest tůní. Nasbíraná data obsažena v této práci jsou z následujících let, z roku 2021, 2022, 2023 a 2024.

Před vznikem tůní byly na místě pouze mokřady, které byly o tůně pouze doplněny, a ne zcela přetvořeny. Důvodem vytvoření tůní byla vhodnost místa pro realizaci a potřeba pomoci v krajině ohroženým obojživelníkům a vodnímu hmyzu. Tůně spolu s mokřady zde přispívají také k zadržování vody v krajině díky vysoké retenční kapacitě půdy.

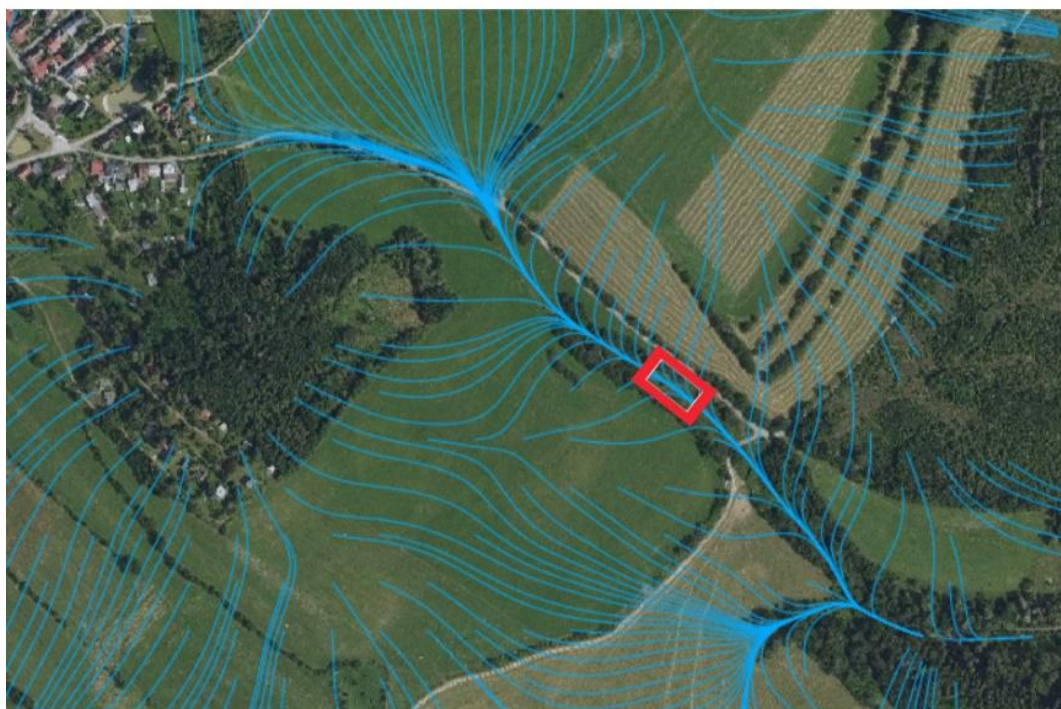
Lokalita se nachází v nadmořské výšce 520 m n. m., kde panuje mírně chladné a vlhké klima. Tůně se nachází v mělkém mokřadním údolí, na jehož okraji dominují vysoké stromy. Toto údolí je lemováno zejména poli a pastvinami, na východě však převažují lesy (obr. 1). Voda se zde akumuluje z okolních ploch a přes tůně a mokřady odtéká jako soustředěný vodní tok do řeky Bystřice (obr. 3). Silnější průtok je ale viditelný pouze na jaře, naopak v létě mnohdy nepřitéká dostatek vody, a proto první tůně vysychají a ostatní tůně jsou zásobovány pouze podzemní vodou.



Obrázek 1: Poloha a charakter okolí sledované lokality.



Obrázek 2: Rozměry tůní (m). Přerušované přímkou značí délku a šířku každé tůně, h = hloubka tůně. Rozměry tůní byly měřeny pouze jednou, na jaře v roce 2021. Hydrologické podmínky a vlastnosti tůní se však během let i v rámci každého roku výrazně měnily.



Obrázek 3: Odtokové linie v blízkém okolí tůní, červeným obdélníkem je vyznačená pozorovaná lokalita (LPIS 2004).

Sběr dat

Nejjednodušší a nejšetrnější metodou ke zjištění výskytu obojživelníků je jejich vizuální pozorování, registrace hlasových projevů a sčítání snůšek. Výhodou je, že se nemusí s obojživelníky manipulovat a nedochází tak ke zbytečnému stresu, případně zranění. Přesnější metodou pro výzkum obojživelníků je jejich odchyt do podběráku nebo do pastí. Prolovováním však dochází k víření sedimentů a může dojít k poškození snůšek (Vojar 2007).

Pro zjištění přítomnosti obojživelníků jsem používala živolovné pasti (obr. 4). Pomocí nich jsem sčítala i množství potenciálních predátorů, které se podle Boukala et al. (2007) do pastí také úspěšně chytají. Tyto pasti mohou mít různý tvar i velikost. Mnou používané pasti byly rozkládací kovové konstrukce deštníkovitého tvaru potažené jemnou síťovinou. Velikost oka sítě byla v průměru 4 mm. V síti se vždy nachází několik otvorů, skrz které živočichové vplují dovnitř. Tyto otvory zevnitř doplňují síťová vlákna, které komplikují živočichům dostat se ven. Pasti je vhodné umístit do vody s vyšším množstvím vegetace nebo do mělké vody u břehu. V prvním roce tůň nebyly příliš zarostlé, a proto jsem pasti instalovala do vody vždy zhruba 1 m od pravého břehu. V dalších letech jsem se snažila pasti dávat rovněž na stejné místo, ale již s ohledem na rozvoj vodní makrovegetace. Horní část pastí musí vždy vyčnívat nad hladinu kvůli přístupu vzduchu. Riziko případného zatopení (např. vlivem nepříznivého počasí) jsem snížila tím, že jsem do pastí vkládala kusy pěnového polystyrénu. Proti možnosti neodborné manipulace náhodným nálezcem byla každá past také označena štítky s informací o probíhajícím výzkumu. Celkem šest pastí, do každé tůně jednu, jsem instalovala ve večerních hodinách a jako návnadu jsem používala kuřecí játra. Následující ráno jsem zaznamenávala odchytené druhy a jejich početnost. Živočichy jsem následně vypustila zpět do tůní. Pasti jsem poté nechala důkladně vysušit, což snižuje riziko zavlečení nemoci. Lokalitu jsem navštěvovala většinou jednou za 14 dní od března do konce září (vyjma roku 2024). Pro manipulaci s chráněnými obojživelníky jsem měla udělenou výjimku podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. V roce 2021 a 2022 proběhlo 11 odchyťů, v roce 2023 12 odchyťů a v roce 2024 8 odchyťů. V roce 2024 již nebyly pokládány pasti do tůně VI z důvodu její nedostatečné hloubky. První návštěvu lokality jsem vždy plánovala na základě venkovní teploty.

Zároveň jsem monitorovala také pH, konduktivitu a teplotu vody. Hodnoty jsem zaznamenávala vždy souběžně s odchytem živočichů (výjimkou byly dny, kdy nebyly dostupné přístroje nebo byly tůně vyschlé). Abych předešla náhodné chybě, sledované hodnoty jsem vždy změřila pětikrát v různých místech každé tůně. Data jsem následně zprůměrovala. Měřené pH může v případě větších odchylek varovat před kontaminací z okolního prostředí. Vodivost nám udává množství rozpuštěných látek, zejména solí a živin. Zaznamenávána byla také hydroperioda a množství vodní vegetace. Dále jsem několikrát prozkoumala okolní vodní plochy, a to především v blízkém golfovém resortu a v okolních lesích. Zde jsem pomocí pozorování a lovu do plastových nádob zaznamenala výskyt některých druhů obojživelníků.



Obrázek 4: Živlovná past (vlastní fotografie).

Statistické zpracování dat

Vlivy různorodých faktorů ovlivňujících přítomnost a přežívání obojživelníků byly testovány pomocí generalizovaných lineárních smíšených modelů (GLMM). Data byla statisticky zpracována v programu R, kde jsem použila funkci `glmer` v balíčku `lme4` (Rstudio 2024). Tyto modely jsou schopny vzít do úvahy odlišnou distribuci chyby, umí se vyrovnat s narušením předpokladu nezávislosti dat a zajistí, aby predikce modelu měly pro daná data smysl.

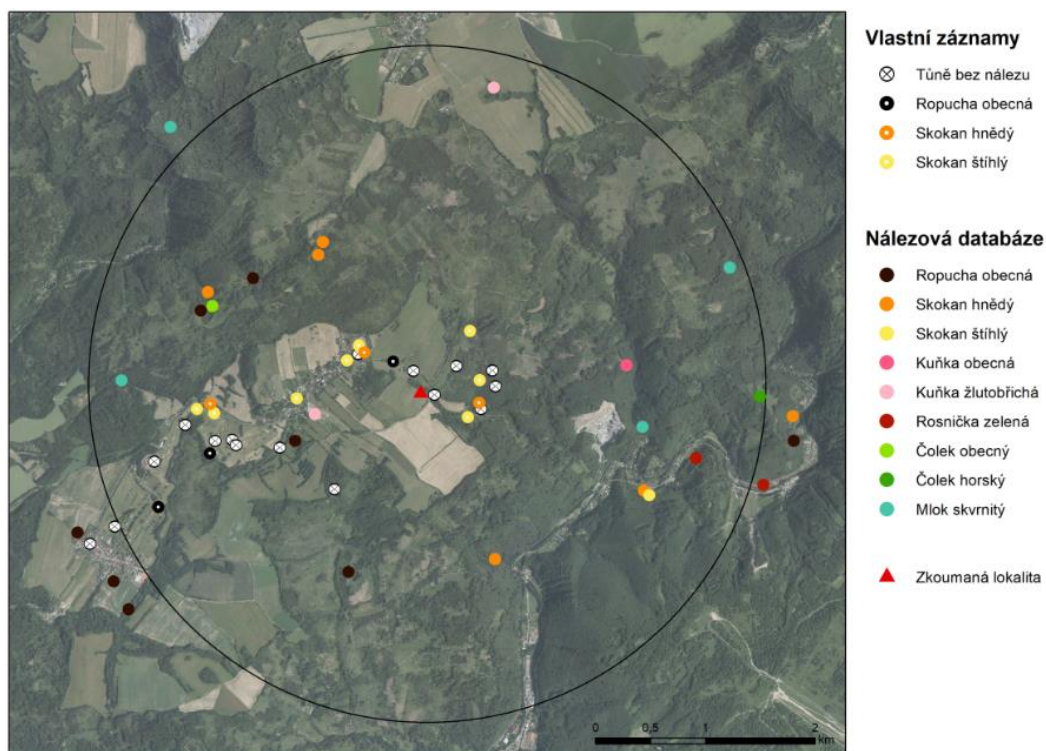
V mé práci jsem analyzovala proměnlivost v celkovém ročním počtu pulců a snůšek skokana štíhlého, což jsou celá čísla, která se řídí Poissonovým rozdělením. Jako prediktory s fixním efektem jsem použila několik proměnných. Byla to proměnná rok (4 roky), která by měla vysvětlit rostoucí trend v datech, celkový počet predátorů, jednotlivé typy predátorů (pijavky, znakoplavky, potápníci, larvy vážek), snůšky skokana štíhlého (pouze pro analýzu počtu pulců), odchycení dospělci, průměrné roční pH, maximální roční teplota, maximální roční konduktivita, plocha, vegetace a hydroperioda (tůň vysychající a nevysychající). Jako náhodné efekty jsem použila proměnnou rok a identitu tůň. Nejlepší model s nejvyšší podporou dat jsem hledala pomocí nejnižší hodnoty AICc, která byla alespoň o 2 nižší než hodnota druhého nejlepšího modelu. Pro doplnění byly vypočítány Pearsonovy korelační koeficienty pro všechny dvojice zaznamenaných proměnných.

Výsledky

Zdrojové lokality obojživelníků

Podle nálezové databáze (NDOP 2008) se v širším okolí nachází široké spektrum druhů obojživelníků (obr. 5). Většina z nich byla nalezena v okolních lesích u vodních toků. Do 2 km od pozorovaných tůní byla zaznamenána přítomnost ropuchy obecné a kuňky žlutobřiché. Do 5 km se vyskytuje také ropucha zelená, kuňka obecná, mlok skvrnitý, skokan hnědý, skokan štíhlý, rosnička zelená, čolek horský a čolek obecný. Do 10 km je také zaznamenán výskyt čolka velkého a skokana zeleného. Na obrázku 7 je kružnicí znázorněna vzdálenost do 3 km od tůní. Tato specifická vzdálenost odpovídá průměrné vzdálenosti rozptylu žab.

Při vlastním každoročním průzkumu širšího okolí jsem zaregistrovala přítomnost ropuchy obecné, skokana hnědého a skokana štíhlého. Všechny tři druhy byly zaznamenány především v nedalekém golfovém resortu (2 km od sledovaných tůní), kde se nachází devět vodních nádrží, přičemž některé byly špatně přístupné a nebylo možné je detailněji prozkoumat. Ropucha obecná byla přítomna ve velkých vodních nádržích s rybí obsádkou. V menších tůních zarostlých vegetací byli pozorováni pulci skokana hnědého a skokana štíhlého, přičemž vždy na jaře se v každé tůni nacházely desítky jejich snůšek. V bližším okolí (do 1 km), zejména v lese východně od monitorovaných tůní, byly rovněž zaznamenány snůšky a pulci skokana hnědého a štíhlého, nicméně vždy v mělkých mokřadech, které velmi rychle vysychaly. Stejně druhy byly přítomny v rybnících v intravilánu obce.



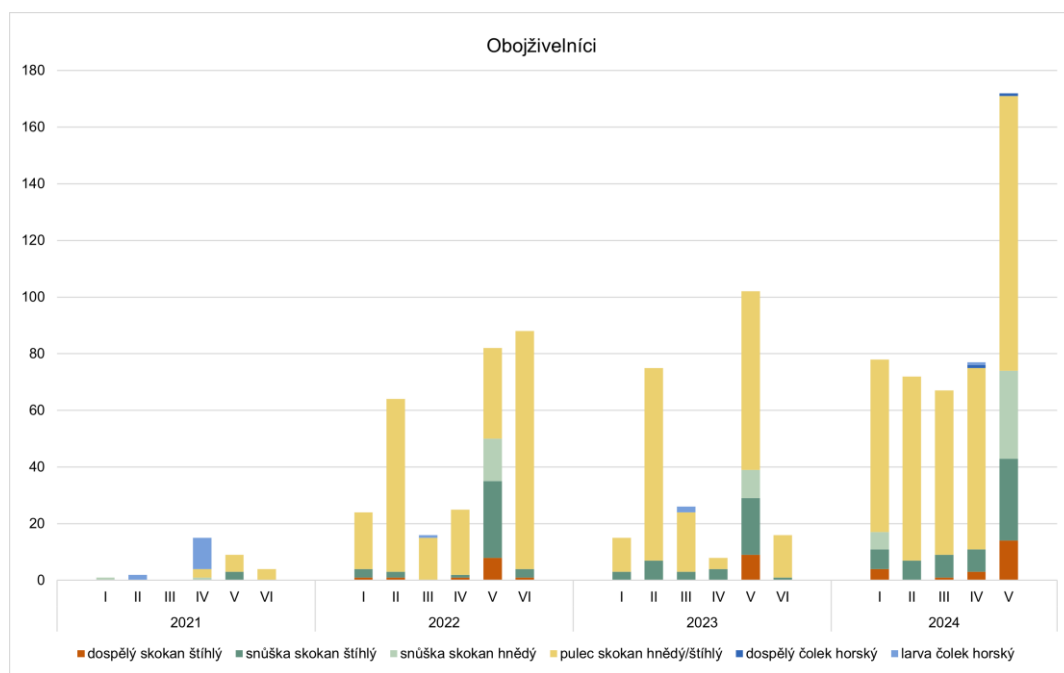
Obrázek 5: Nálezy obojživelníků v blízkém okolí, kružnice ohraničuje plochu okolí do 3 km (= průměrná vzdálenost rozptylu žab).

Průběh kolonizace

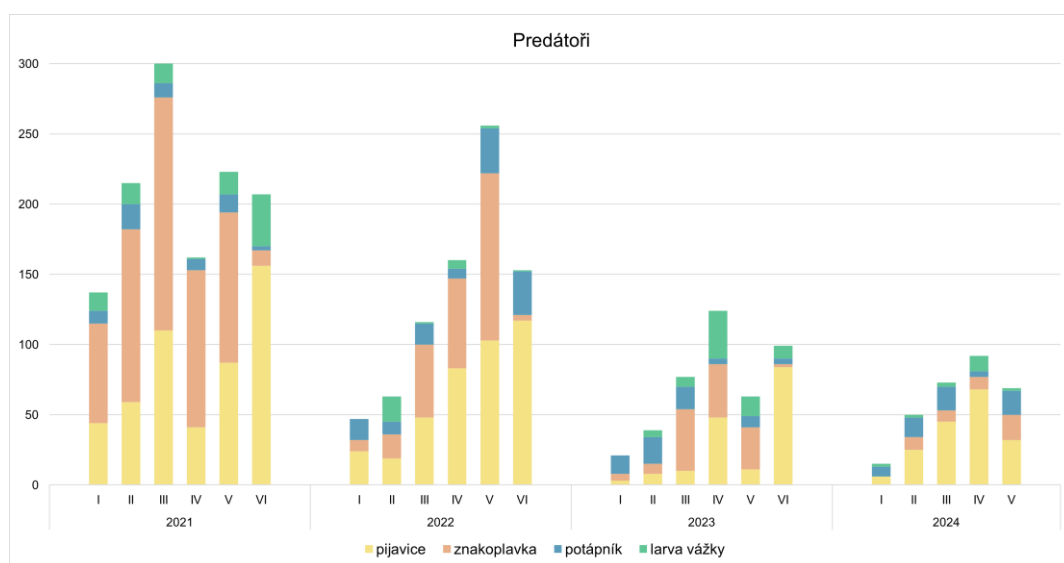
Během let se mi ve sledovaných tůních podařilo zaznamenat široké spektrum druhů živočichů. Z obojživelníků jsem zaznamenala přítomnost skokana štíhlého (*Rana dalmatina*), skokana hnědého (*Rana temporaria*), čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) a čolka horského (*Ichthyosaura alpestris*) (obr. 6). Čolka obecného jsem zaregistrovala pouze jednou, a to v prvním roce pozorování. Čolek horský se v tůních vyskytoval každý rok, přičemž v prvním roce se mi podařilo odchytnout 13 larev. Druhý rok jsem odchytila jednoho jedince, třetí rok dva a čtvrtý rok tři. Čolci byli přítomni v tůních II, III, IV a V. Velký nárůst nastal u skokana štíhlého a skokana hnědého, a to zejména po dvou letech od vybudování tůní. U obou druhů byly vždy napočítány desítky snůšek a pulců, a to především v tůni V. Do pastí se dařilo odchytnout i dospělé jedince, avšak pouze skokana štíhlého. Naprostá většina odchycených dospělců byli samci, jejichž velikost byla od 37 do 66 mm s průměrnou velikostí 54 mm. Velikost samic byla od 69 do 86 mm s průměrnou velikostí 78 mm.

Kromě obojživelníků se do pastí chytali také bezobratlí, z nichž někteří jsou významnými predátory pulců a snůšek (obr. 7). Dohromady byl jejich největší počet zaznamenán v prvním roce odchytnutí. Z ploštic se do pastí chytala zejména znakoplavka obecná (*Notonecta glauca*) a ojediněle i splešťule blátivá (*Nepa cinerea*). Dalšími pravidelně

odchyťávanými druhy byly pijavka koňská (*Haemopsis sanguisuga*) a larvy vážek (Odonata), z brouků imaga i larvy potápníka vroubeného (*Dytiscus marginalis*) a v prvním roce hojně vírníci (*Gyrinus* sp.). V prvních dvou letech se podařilo také zachytit několik jedinců vodomila černého (*Hydrophilus piceus*). Do pastí se chytali také drobní plži (Gastropoda) a chrostíci (Trichoptera). V prvním roce jich bylo v jedné pasti zaznamenáno jen pár jedinců, avšak ve druhém roce jejich počet výrazně vzrostl až na několik desítek, a to zejména v tůních I, II a III.



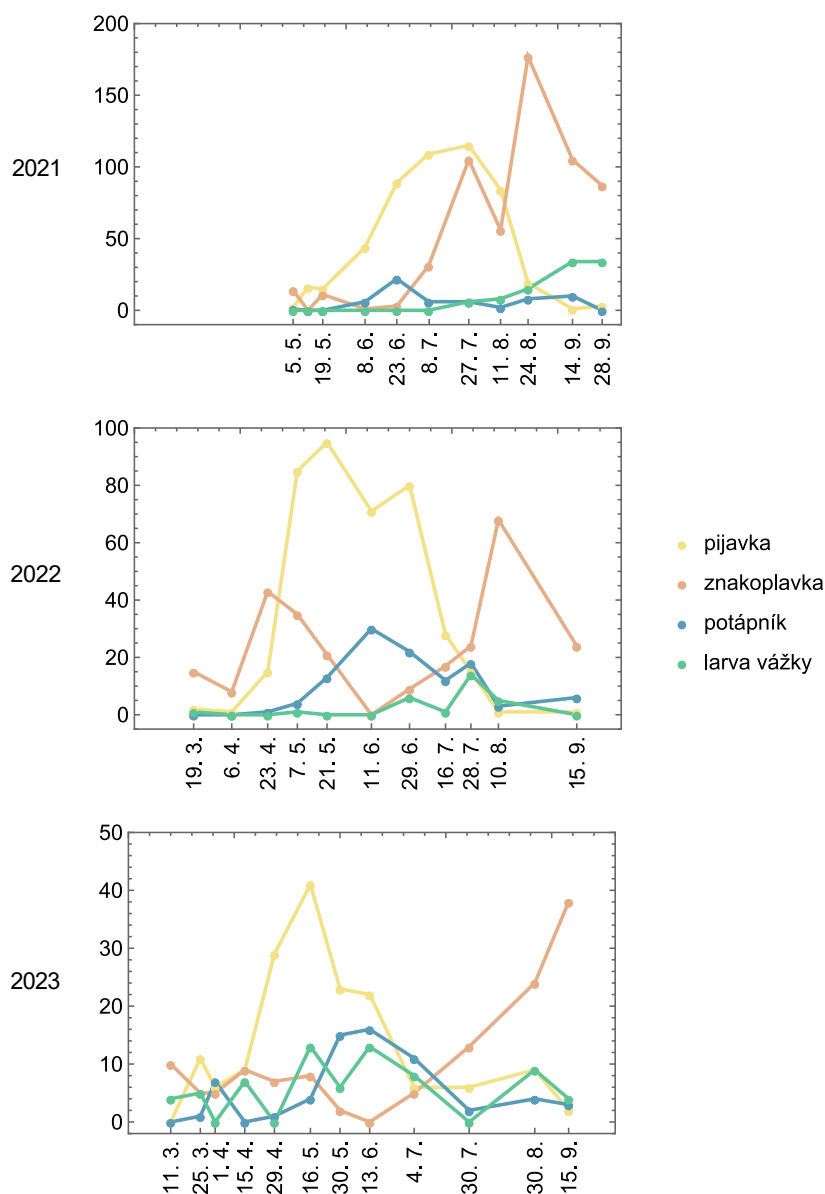
Obrázek 6: Nejvyšší zaznamenaný počet snůšek a součet odchytených dospělců, pulců a larev za každý rok v jednotlivých tůních. V roce 2021 a 2022 proběhlo 11 odchyťů, v roce 2023 12 odchyťů, v roce 2024 8 odchyťů. V roce 2024 již nebyly pokládány pasti do tůň VI z důvodu nedostatečné hloubky.



Obrázek 7: Součet odchytených predátorů za každý rok v jednotlivých tůních. V roce 2021 a 2022 proběhlo 11 odchyťů, v roce 2023 12 odchyťů, v roce 2024 8 odchyťů. V roce 2024 již nebyly pokládány pasti do tůň VI z důvodu nedostatečné hloubky.

Výskyt živočichů v průběhu roku

U některých živočichů lze okomentovat jejich výskyt v průběhu roku. Např. skokana hnědého i skokana štíhlého můžeme označit za brzké jarní druhy. Jejich snůšky bývaly v tůních koncem března, přičemž dospělci skokana štíhlého byli odchytáváni již na začátku března, kdy tůně na noc stále zamrzaly. Také byl sledován pravidelný výskyt pijavek, kdy každý rok docházelo k nárůstu jejich početnosti mezi dubnem a květnem, a naopak k poklesu mezi červencem a srpnem. U znakoplavek byla největší četnost registrována v druhé polovině léta, zbylé druhy se v tůních objevovaly nepravidelně (obr. 8).



Obrázek 8: Počty predátorů odchycených souhrnně ve všech tůních v průběhu každého roku.

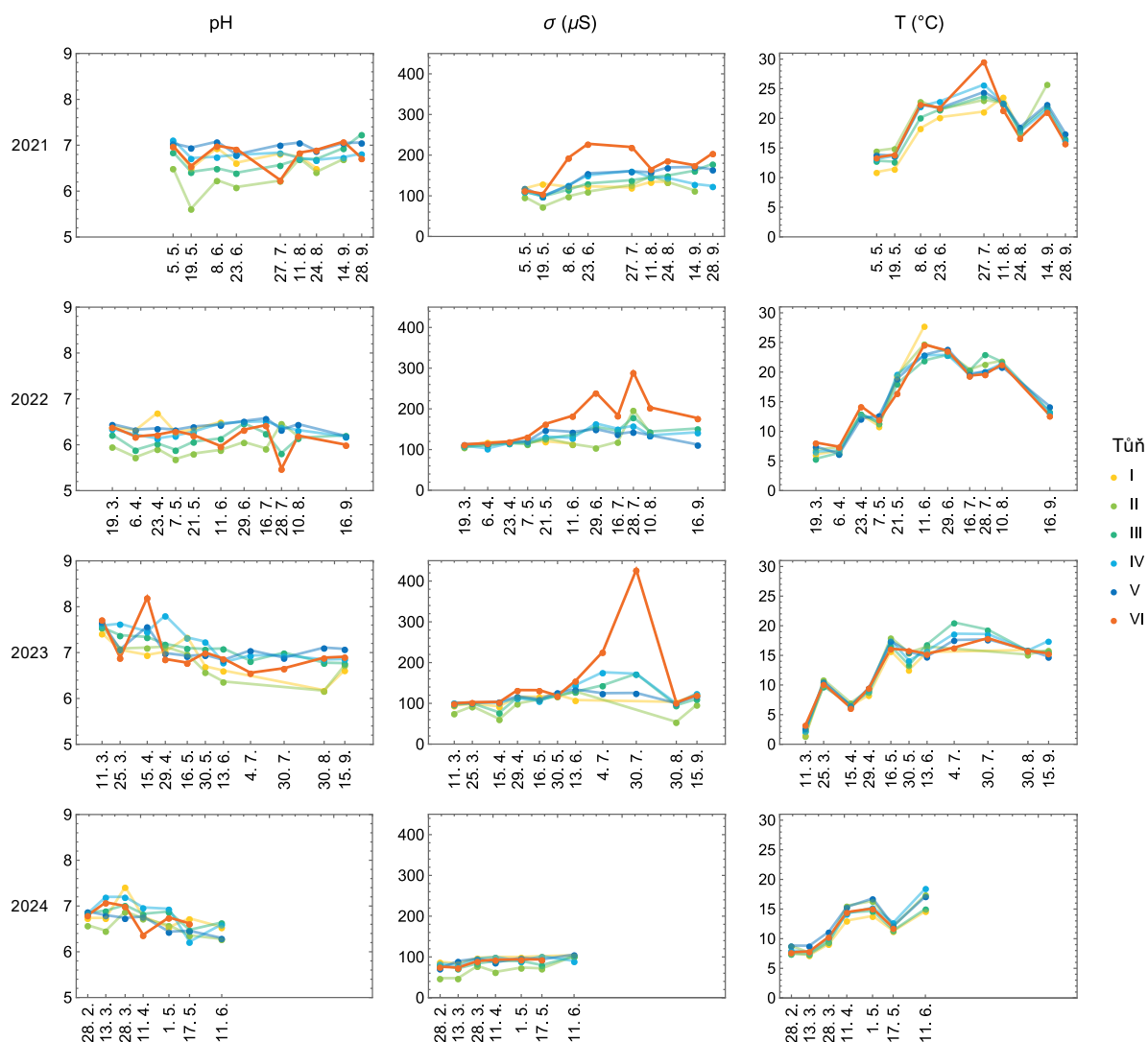
Parametry vody

Parametry vody byly v konkrétní den u každé tůně měřeny pětkrát, přičemž z těchto hodnot byly vypočítány průměry zobrazené na obrázku 9. Směrodatné odchylky na tomto grafu nejsou uvedeny, protože rozdíly mezi těmito hodnotami byly většinou nízké. Průměrný rozdíl mezi naměřeným minimem a maximem v rámci těchto pěti měření byl u pH 0,2, u konduktivity 12,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a u teploty 0,8 $^{\circ}\text{C}$. O poznání větší variabilitu hodnot lze sledovat v průběhu roku i během let a také mezi jednotlivými tůněmi, což lze znázornit pomocí vypočítaných ročních průměrů a jejich směrodatných odchylek (tab. 1). Průměry lze použít zejména pro srovnání tůní.

Voda v tůních byla obecně slabě kyselá, přičemž nebyly pozorovány žádné významné rozdíly mezi jednotlivými tůněmi a ani v rámci jednotlivých let. Nejnižší pH bylo naměřeno v roce 2022, které se ve všech tůních pohybovalo v průměru okolo $6,2 \pm 0,2$. Naopak nejvyšší pH bylo zaznamenáno v roce 2023, které ve všech tůních dosáhlo průměrně hodnoty $7 \pm 0,4$. Za celé čtyřleté období monitoringu vykázala nejnižší průměrnou hodnotu tůň II, a to $6,5 \pm 0,3$.

Průměrná konduktivita ve všech tůních za celé monitorovací období byla $120,1 \pm 23,1 \mu\text{S}/\text{cm}$. Vzhledem k tomu, že konduktivita silně závisí na teplotě a v prvním roce neproběhlo měření v chladných měsících a v posledním roce v letních měsících, je obtížné porovnávat vývoj konduktivity v průběhu let. Přesto lze uvést, že nejvyšší hodnoty konduktivity byly zaznamenány právě v letních měsících (obr. 9). Nejnižší konduktivitu vykazuje tůň II s průměrnou hodnotou $100,1 \pm 23,8 \mu\text{S}/\text{cm}$, naopak nejvyšší konduktivita byla v tůni VI s průměrnou hodnotou $148,8 \pm 51,3 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Podobně jako u konduktivity, posoudit vývoj teploty pomocí ročních průměrů v průběhu let není vhodné. Pro meziroční srovnání můžeme však porovnat nejvyšší naměřené hodnoty. Tabulka 2 ukazuje, že teplota vody dosahovala nejvyšších hodnot v roce 2021 (maximum 29,6 $^{\circ}\text{C}$, tůň VI) a nejnižších v roce 2023 (maximum 20,6 $^{\circ}\text{C}$, tůň III), rok 2024 nelze posuzovat, protože nebyl měřen nejteplejší měsíc. Nejvíce chladná byla tůň I (tab. 1), která je jako jediná mírně zastíněna stromy a do které přitéká studená voda z blízkého zastíněného prameniště. Nejteplejší voda byla průměrně v tůních II a V, přičemž obě tyto tůně měly v průměru o 2 $^{\circ}\text{C}$ vyšší teplotu než tůň I.



Obrázek 9: pH, konduktivita a teplota v jednotlivých tůňích v průběhu let.

Tabulka 1: Průměry pH, konduktivity a teploty vody v jednotlivých tůňích a v jednotlivých letech s výběrovou směrodatnou odchylkou, která znázorňuje, jak se hodnoty měnily v průběhu sezóny daného roku.

pH	I	II	III	IV	V	VI
2021	6,7 ± 0,2	6,3 ± 0,4	6,7 ± 0,3	6,8 ± 0,1	7 ± 0,1	6,8 ± 0,3
2022	6,4 ± 0,2	6 ± 0,2	6,1 ± 0,2	6,3 ± 0,1	6,4 ± 0,1	6,2 ± 0,3
2023	6,9 ± 0,4	6,9 ± 0,4	7,1 ± 0,3	7,2 ± 0,4	7,1 ± 0,3	7 ± 0,5
2024	6,8 ± 0,3	6,6 ± 0,2	6,8 ± 0,2	6,9 ± 0,3	6,6 ± 0,2	6,8 ± 0,3
Průměr	6,7 ± 0,3	6,5 ± 0,3	6,7 ± 0,3	6,8 ± 0,2	6,8 ± 0,2	6,7 ± 0,4

Konduktivita (μS/cm)	I	II	III	IV	V	VI
2021	126,2 ± 6,7	112,8 ± 23,7	136,6 ± 25,9	132,3 ± 20	147 ± 25,9	177 ± 43,3
2022	116,7 ± 4,3	125,1 ± 27,5	135,7 ± 22,4	132,8 ± 20	130,8 ± 15,1	174,7 ± 55,5
2023	108,2 ± 11,2	93,1 ± 25	115,3 ± 26,1	124,1 ± 28,4	114,9 ± 12,2	156,6 ± 97
2024	96,6 ± 7,5	69,3 ± 18,8	85,4 ± 9,6	91,7 ± 8,1	91,8 ± 10,7	86,9 ± 9,3
Průměr	111,9 ± 7,4	100,1 ± 23,8	118,3 ± 21	120,2 ± 19,1	121,1 ± 16	148,8 ± 51,3

Teplota (°C)	I	II	III	IV	V	VI
2021	17,7 ± 4,8	20,4 ± 4,2	18,9 ± 4,1	19,5 ± 4,4	19,7 ± 4	19,6 ± 5,1
2022	13,9 ± 8,3	17 ± 6,7	16,1 ± 6,6	16,1 ± 6,1	16,3 ± 6,1	16,3 ± 5,9
2023	11,3 ± 5,1	12,2 ± 5,5	13,2 ± 5,7	13,3 ± 5,5	13 ± 5	12,9 ± 4,8
2024	11 ± 3	12,5 ± 4	11,4 ± 3,4	12,4 ± 4	12,9 ± 3,6	11,2 ± 3,2
Průměr	13,5 ± 5,3	15,5 ± 5,1	14,9 ± 4	15,3 ± 5	15,5 ± 4,7	15 ± 4,8

Tabulka 2: Nejvyšší naměřená teplota (°C).

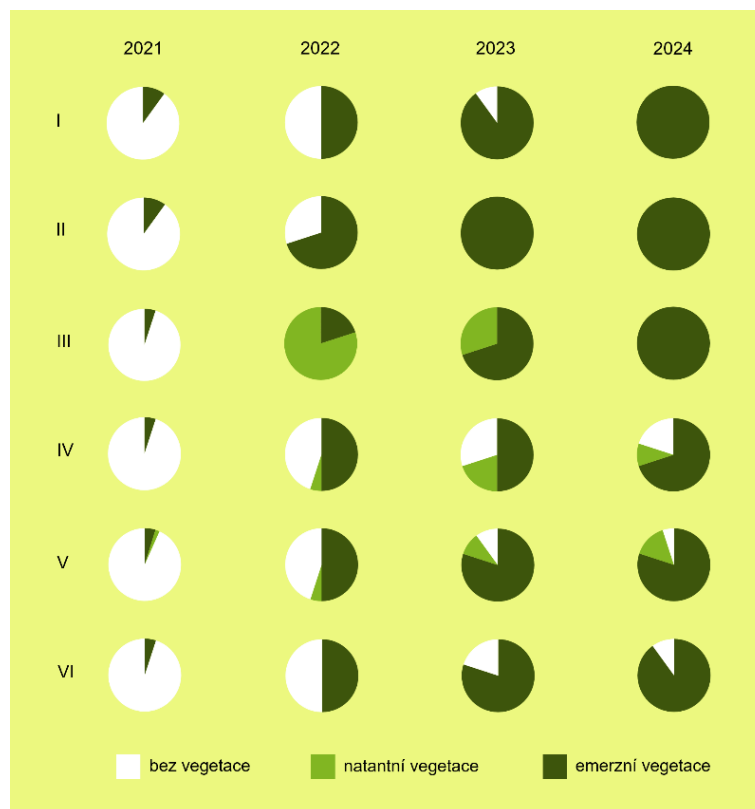
	I	II	III	IV	V	VI
2021	23,7	25,8	23,7	25,7	24,5	29,6
2022	27,8	24,8	23	22,9	23,9	24,6
2023	15,9	18	20,6	18,7	17,7	17,9

Hydroperioda

V dubnu v roce 2021 byly zaznamenány šířky a hloubky jednotlivých tůní (obr. 2). Hydroperiodické podmínky se jak během let, tak i v průběhu každého roku výrazně měnily. Nejstabilnější podmínky byly v tůních III, IV a V. U tůní I a II docházelo během každého léta k úplnému vyschnutí, přičemž vždy prvně vyschla tůň I. Do tůně VI naopak trvale přitéká povrchově voda z tůně V a celá tůň je tak silně průtočná. Také ostatní tůně, vyjma tůně II, jsou spojené drobným povrchovým tokem, ale silně průtočné jsou pouze brzy na jaře. Výšku vodního sloupce nebylo možné měřit z důvodu špatné přístupnosti. Výjimkou je tůň VI, u které lze pozorovat výrazné zazemnění, kde z původních 20 cm hloubky došlo během čtyř let ke zmenšení hloubky na cca 5 cm. Znamky zazemňování jsem pozorovala i u všech ostatních tůní.

Zarůstání

Všechny sledované tůně rychle podléhají sukcesi. Nejvýraznější je rok 2022 (obr. 10), kdy vegetace u většiny tůní pokrývala více než polovinu jejich rozlohy. Tůně I, II, III a VI byly nejvíce zarostlé především zblochanem, dále rozrazillem potočním a v litorálu také skřípinou lesní, sítinou rozkladitou, ostřicemi a tužebníkem jilmovým. Stejnými rostlinami zarůstaly i tůně IV a V, u kterých ale dominoval také orobinec. Všechny tůně byly pokryté také okřehkem, a to zejména tůně III, IV a V, přičemž u tůně III porůstal celou hladinu.



Obrázek 10: Množství vegetace v jednotlivých tůních a letech, které bylo procentuálně odhadnuto v době největšího rozvoje, to je na konci července.

Význam a vzájemné vztahy proměnných

Z naměřených dat byly vypočítány Pearsonovy korelační koeficienty (tab. 3) pro všechny dvojice zaznamenávaných proměnných. Dále bylo testováno přes tisíc GLMM, z nichž uvádím ty modely, které nejlépe odpovídají naměřeným datům dle nejnižšího AICc. Tyto modely tak vysvětlují, které faktory mohly mít největší vliv na počet pulců (tab. 4) a které na počet snůšek skokana štíhlého (tab. 5). Celkem byly testovány tyto proměnné: rok, roční součet za každou tůň: všech predátorů, pijavic, znakoplavek, potápníků, larev vážek, dospělců skokana štíhlého, snůšek skokana štíhlého (pouze pro analýzu počtu pulců), dále průměrné roční pH, maximální roční teplota, maximální roční konduktivita, plocha, vegetace a hydroperioda (tůně vysychající a nevysychající). Kvůli reprodukční strategii skokana hnědého, který se rozmnožuje hromadně na jednom místě (Speybroeck et al. 2016), nebyly snůšky tohoto druhu do výpočtů zahrnuty. Pulci skokana hnědého a skokana štíhlého nebyli rozlišováni.

Podle výsledků GLMM má na množství pulců největší vliv počet predátorů, a to zejména pijavky, znakoplavky a potápníci. Potápníci však na rozdíl od ostatních predátorů s množstvím pulců korelují pozitivně. Dalšími významnými faktory se zdají být teplota a konduktivita a podle korelačního koeficientu také množství vegetace. Teplota však v roce

2024 nebyla měřena v nejteplejších měsících, a proto mohou být výsledky lehce nadhodnocené, nicméně výpočty bez roku 2024 vykazují podobné výsledné korelace. Na množství snůšek skokana štíhlého měly největší vliv stáří tůň, plocha a množství predátorů, a to zejména potápníků a pijavek.

Tabulka 3: Pearsonovy korelační koeficienty: $n = 23$ (hodnoty ze čtyř let pro šest tůní, tůň VI v posledním roce zanikla). Proměnné: snůšky sk. št., dospělci sk. št., predátoři (dohromady pij., zna., pot., váž.), pijavky, znakoplavky, potápníci, larvy vážek, pH (roční průměr), konduktivita (maximální hodnota) a teplota (maximální hodnota), plocha, vegetace (zaznamenaná v % na konci července), hydroperioda (vysychající vs nevysychající). Hodnoty, kde $p < 0,05$ jsou vyznačeny červeně.

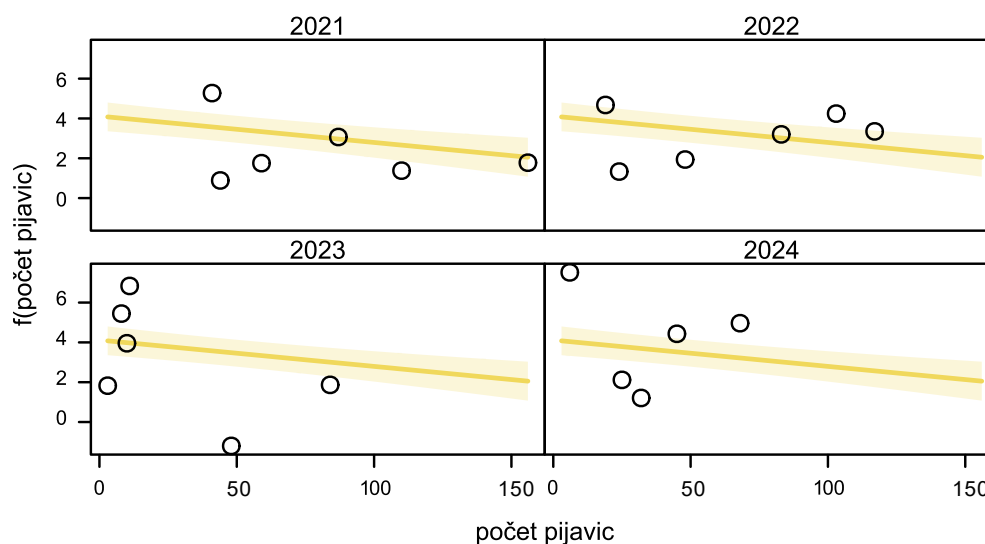
	pulci	snu.	dos.	pre.	pij.	zna.	pot.	váž.	pH	kon.	tep.	plo.	veg.
snůš. sk. št.	0,58												
dosp. sk. št.	0,57	0,93											
predátoři	-0,52	-0,12	-0,12										
pijavky	-0,29	-0,14	-0,13	0,80									
znakoplavky	-0,56	-0,08	-0,08	0,83	0,35								
potápníci	0,32	0,39	0,22	0,15	0,07	0,14							
larvy vážek	-0,40	-0,24	-0,20	0,36	0,40	0,11	-0,51						
pH	-0,16	0,07	-0,01	-0,14	-0,15	-0,10	-0,41	0,30					
konduktivita	-0,22	-0,33	-0,28	0,25	0,50	-0,05	-0,08	0,22	-0,02				
teplota	-0,47	-0,37	-0,29	0,63	0,55	0,47	0,10	0,30	-0,45	0,24			
plocha	0,18	0,75	0,72	0,07	-0,17	0,25	0,30	-0,17	0,12	-0,38	-0,14		
vegetace	0,61	0,38	0,29	-0,78	-0,61	-0,68	0,09	-0,41	0,10	-0,18	-0,78	0,07	
hydroperioda	0,04	-0,21	-0,23	-0,45	-0,54	-0,23	0,03	-0,18	-0,25	-0,34	-0,06	-0,13	0,08

Tabulka 4: Nejvýznamnější GLMM podle hodnot AICc zjišťující vliv proměnných na počet pulců, náhodná proměnná: rok, tůň, vysvětlivky: kon = konduktivita, pij = pijavky, pot = potápníci, pre = predátoři, snu = snůšky skokana štíhlého, tep = teplota, vaz = larvy vážek, zna = znakoplavky. K nejlepšímu modelu se vztahují grafy na obrázcích 11, 12 a 13.

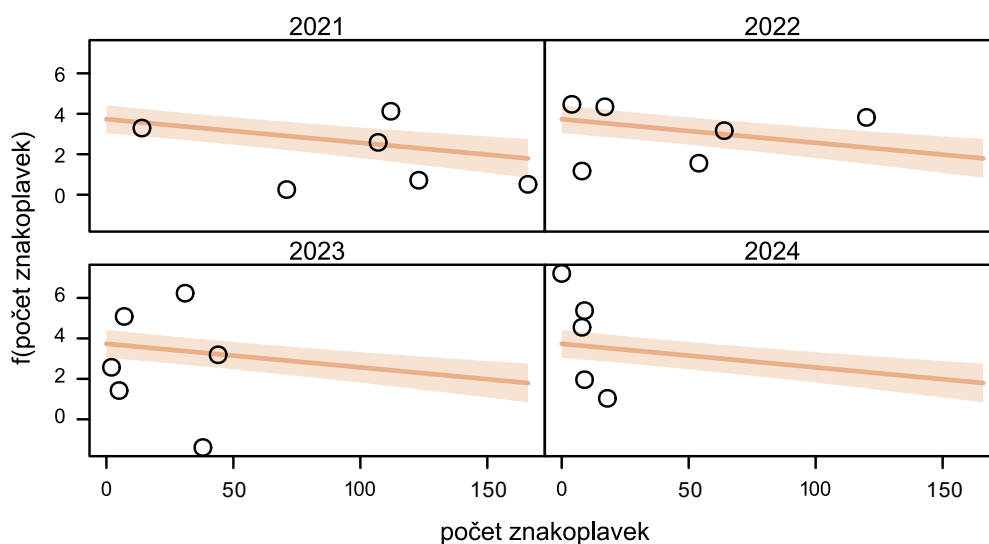
Model (pulci)	AICc	Δ AICc	df
pij + zna + pot	254,11	0,00	6
pij + kon + tep	254,15	0,04	6
pij + pot + kon	256,12	1,97	6
pij + kon	257,53	1,41	5
pij + vaz + kon	257,87	0,34	6
pre + kon + tep	258,10	0,23	6
snu + pij + kon	258,33	0,23	6
pij + pH + kon	258,36	0,03	6
rok + pij + kon	259,35	0,99	6
pij + kon + hyd	259,57	0,22	6

Tabulka 5: Nejvýznamnější GLMM podle hodnot AICc zjišťující vliv proměnných na počet snůšek skokana štíhlého, náhodná proměnná: rok, tůň, vysvětlivky: kon = konduktivita, pij = pijavky, plo = plocha, pot = potápníci, pre = predátoři, vaz = larvy vážek, zna = znakoplavky, rok = rok jako kvantitativní proměnná.

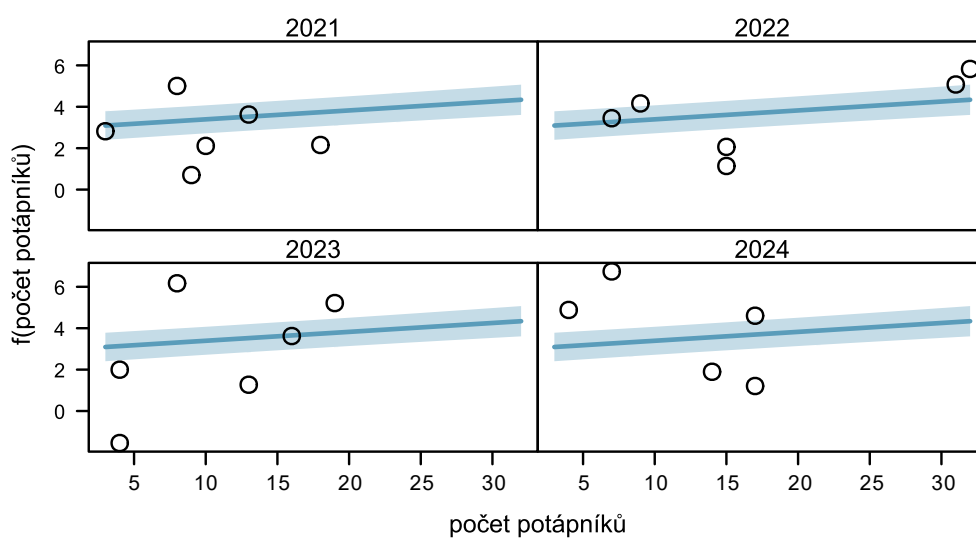
Model (snůšky sk. št.)	AICc	Δ AICc	df
rok + pot + plo	106,01	0,00	6
rok + pre + plo	107,02	1,01	6
rok + pij + plo	108,37	1,35	6
pot + pH + plo	109,03	0,66	6
rok + zna + plo	110,70	1,67	6
rok + plo	110,78	0,08	5
pot + plo	111,20	0,42	5
pot + vaz + plo	111,22	0,02	6
pij + kon + plo	111,32	0,10	6
pre + plo	111,40	0,08	5



Obrázek 11: Regrese počtu pulců (parciální rezidua) v logaritmické škále na počtu pijavic v jednotlivých letech výzkumu předpovězené nejlepším generalizovaným lineárním smíšeným modelem, který obsahoval jako prediktory počet pijavic, počet znakoplavek a počet potápníků. Počet pulců s rostoucím počtem pijavic klesá. Černé kroužky jsou pozorované hodnoty, tmavá linie znázorňuje funkci modelovaného vztahu a světlou barvou je vyznačen 95% interval spolehlivosti.



Obrázek 12: Regrese počtu pulců (parciální rezidua) v logaritmické škále na počtu znakoplavek v jednotlivých letech výzkumu předpovězené nejlepším generalizovaným lineárním smíšeným modelem, který obsahoval jako prediktory počet pijavic, počet znakoplavek a počet potápníků. Počet pulců s rostoucím počtem znakoplavek klesá. Černé kroužky jsou pozorované hodnoty, tmavá linie znázorňuje funkci modelovaného vztahu a světlou barvou je vyznačen 95% interval spolehlivosti.



Obrázek 13: Regrese počtu pulců (parciální rezidua) v logaritmické škále na počtu potápníků v jednotlivých letech výzkumu předpovězené nejlepším generalizovaným lineárním smíšeným modelem, který obsahoval jako prediktory počet pijavic, počet znakoplavek a počet potápníků. Počet pulců s rostoucím počtem potápníků mírně roste. Černé kroužky jsou pozorované hodnoty, tmavá linie znázorňuje funkci modelovaného vztahu a světlou barvou je vyznačen 95% interval spolehlivosti.

Diskuse

Uměle vytvořené tůně mají potenciál obojživelníkům nahradit či doplnit jejich přirozené prostředí. Úspěšnou kolonizaci těchto tůní zaznamenali například DiMauro a Hunter (2002) v zalesněných oblastech nebo Babbitt a Tanner (2000) v zemědělských oblastech. Posoudit funkčnost tůní však není nic lehkého, neboť na jejich kolonizaci má vliv celá řada faktorů, např. filopatrie, propustnost prostředí, predátoři, kvalita vody atd. Navíc mezi jednotlivými faktory může docházet k synergii a zároveň se každý faktor může v průběhu let měnit (např. vlivem sukcese). Vyhodnocení kolonizace tůní znesnadňuje také skutečnost, že pro obojživelníky jsou typické populační fluktuace a je přirozené, že nízké reprodukční úspěchy může nahradit jeden vysoce úspěšný rok (Semlitsch 2000). Je třeba si také uvědomit, že ani samotný způsob monitoringu není bezchybný. Okolností, které ovlivňují motivaci živočichů vlézt do pastí je celá řada (Weber et al. 2023), navíc je jejich zastoupení v každé tůni jiné a v průběhu času se mění. Přestože nelze s jistotou říct, jak moc tůně slouží svému účelu, lze z naměřených dat a vlastního pozorování stanovit několik hypotéz o tom, které faktory se zdály být nejvýznamnější.

Druhové spektrum v okolí

Z existujících publikací lze teoreticky předpovědět možnost osídlení našich tůní specifickými druhy. Např. Rannap et al. (2020) označuje jako úspěšné kolonizátory skokana hnědého, čolka obecného a ropuchu obecnou. Podobné výsledky uvádí také van Buggenum (2004), který studoval kolonizaci nově vzniklých 22 tůní v nizozemské přírodní rezervaci. V rozmezí dvou let zde tůně osídlil skokan hnědý a čolek obecný a o dva roky později také ropucha obecná. Podle této studie se skokan hnědý jeví jako velice zdatný kolonizátor, protože zde osídlil všechny tůně do pěti let od jejich vzniku. V okolí mnou sledované lokality byly tyto tři druhy rovněž zaznamenány, a proto jsem předpokládala, že by se v tůních mohly také objevit.

Pechmann et al. (2001) po 8,5 letech monitoringu obojživelníků zjistili, že osídlování nových tůní ovlivňuje zejména vzdálenost zdrojových populací a omezená schopnost rozptylování. Tuto hypotézu podporuje i moje pozorování, protože došlo k rychlé kolonizaci skokanem hnědým a skokanem štíhlým, jejichž snůšky a pulci byli každoročně pozorováni do jednoho km od tůní. Zároveň se tyto druhy mohou v krajině šířit velmi rychle, což popisují např. Dolmen a Seland (2016), kteří ve středním Norsku během 16 let zaznamenali rozšíření populace skokana hnědého o 7 km. Ve studii od Foga (2024), který popisoval kolonizaci nových

tůní na ostrově Sjælland v Dánsku, bylo zjištěno, že ve srovnání se skokanem hnědým a skokanem ostronosým je nejrychlejší kolonizátor skokan štíhlý, který v této studii obsadil všechny nové vodní plochy již v prvních letech od jejich vzniku. To je vysvětleno tím, že i přes silnou filopatii se tento druh rozptyluje nejdále, a proto má velkou šanci na objevení nové plochy.

Dále jsem v tůních zaznamenala dva druhy čolků. Čolka obecného jsem zpozorovala pouze jednou, a to jen dospělce bez záznamu larev a vajíček, daleko častěji byl v tůních pozorovaný čolek horský. U obou druhů byla jejich přítomnost poměrně překvapivá, protože ve srovnání s žábami se čolci v krajině šíří na mnohem menší vzdálenosti (Smith a Green 2005). Omezenou schopnost rozptylu potvrzují např. Baker a Halliday (1999), kteří ve svém výzkumu zjistili, že čolek obecný nekolonizoval tůně vzdálené více než 400 m od stávající tůně, oproti tomu skokan hnědý a ropucha obecná kolonizovali rybníky vzdálené i více než 950 m. Také Beebee (1997) po 19 letech výzkumu dospěl k závěru, že ropucha obecná a skokan hnědý kolonizovali odlehlé tůně daleko lépe než čolci. Čolek obecný byl podle nálezové databáze spatřen nejbližší 2 km od sledované lokality, čolek horský dokonce 3 km. Předpokládám tedy, že by se v okolí mohla nacházet zdrojová populace obou druhů. Výskyt čolka horského a jeho larev hned v prvním roce existence tůní byl překvapivý už jen z důvodu, že Stumpel a van der Voet (1998) pozorovali, že čolek horský se rozmnožuje raději ve starších tůních. Na druhou stranu podle Maštery a Mašterové (2017) se tento druh nachází spíše v tůních v počáteční fázi sukcese. U čolka horského je patrná vazba na lesy (Zavadil et al. 2011) a také se ze všech našich čolků nejčastěji rozmnožuje v průtočných tůních (Maštera et al. 2016). Tyto faktory mohly příznivě ovlivnit jeho přítomnost.

Ropuchu obecnou jsem v tůních nezaregistrovala i přesto, že se podle nálezové databáze v okolí vyskytuje nejčastěji, a navíc jsem ji zaznamenala 300 m od tůní. U ropuch je známá vyšší schopnost se šířit než u skokanů a rosniček (Lemckert 2004). Konkrétně u ropuchy obecné byla zaznamenána vzdálenost rozptylu dokonce až na 3621 m (Moore 1954). Podle Laurila (1998) je pro ropuchu obecnou nejvýznamnější faktor velikost vodní plochy, neboť preferuje spíše hlubší a větší vodní nádrže, a proto tůně pro tento druh nemusely být vhodným biotopem. Na druhou stranu podle Jeřábkové a Zavadila (2020) se ropucha obecná dokáže rozmnožovat i v drobných kalužích a menších tůních. Vysvětlením proč ropucha nebyla zpozorována v tůních může být např. i její silná filopatrie k místu narození (Maštera a Mašterová 2017). Rannap et al. (2009) si také všiml, že ropucha obecná, jako jedna z mála druhů žab,

upřednostňuje zarybněné vodní plochy. To se shoduje s mým pozorováním při návštěvě okolních tůní, kdy jsem zaregistrovala tisíce pulců ropuchy obecné v rozlehlé rekreační nádrži s rybí obsádkou.

V širším okolí byla rovněž zaznamenána rosnička zelená, a proto zde byl teoretický předpoklad pro její přítomnost. Van Buggenum (2004) pozoruje osídlení tůní rosničkou zelenou po pěti letech, přičemž zdrojová populace byla pozorována asi 2,5 km daleko. Podle náleзовé databáze se rosnička nachází od našich tůní zhruba ve stejné vzdálenosti, avšak zatím v tůních zaznamenána nebyla. Její přítomnost v budoucnu již moc nelze očekávat, protože jde spíše o pionýrský druh upřednostňující nově vzniklé a osluněné vodní plochy (Zavadil et al. 2011). Dále byl v blízkém okolí registrován mlok skvrnitý, kuňka obecná a kuňka žlutobřichá. Mlok v tůních nebyl očekávaný, neboť se nejčastěji rozmnožuje v drobných zastíněných potůčcích s dobře prokysličenou vodou (Matějů et al. 2014). Mohl by se však nacházet v blízkém prameništi, ze kterého přitéká voda do tůní. Kuňka obecná preferuje rozvinutou bahenní a vodní vegetaci, ale zároveň vyžaduje dostatek osluněných ploch. Kuňka žlutobřichá je vyloženě pionýrský druh a upřednostňuje tůně s minimem vodní vegetace (Zavadil et al. 2011). Tato kuňka také často osidluje periodické tůně (Briggs 2001), a proto pro ni mohly být vhodné tůně I a II. Oba druhy po dobu monitoringu nebyly zaznamenány a v této fázi sukcese pro ně tůně již nejsou příliš vhodné.

Na disperzi jednotlivých druhů má vliv propojenost krajiny (Clevenot et al. 2018). Beebee et al. (1996) uvádí, že druhová bohatost obojživelníků často koreluje s lesními porosty, nicméně některé druhy jako např. kuňka obecná (Zavadil et al. 2011) mohou upřednostňovat bezlesí. Pozorované tůně jsou z východu lemovány smíšenými lesními porosty s dostatkem světlin a mokřadů (obr. 1), odkud mohly migrovat druhy, které jsou v terestrické fázi vázány na lesní prostředí. V našem případě jde o zaznamenaného skokana štíhlého, skokana hnědého a čolka horského (van Buskirk 2005). Dále se často uvádí pozitivní korelace mezi počtem vodních ploch a výskytem obojživelníků (Mann et al. 1991). Význam více vodních ploch popisují např. Ray et al. (2002) pro ropuchu obecnou a čolka horského. Podobné výsledky uvádí také Joly et al. (2001), kteří zkoumali vliv vodních ploch na čolky. Gibbs (1998) uvádí, že některé druhy přímo využívají koryt i vyschlých potoků jako koridorů pro svůj pohyb, přičemž důvodem je příznivější mikroklima, tedy vlhčí prostředí, a více zeleně s úkryty. To se shoduje s nálezovou databází i s vlastním pozorováním, neboť většina obojživelníků byla v okolí zaznamenána v blízkosti vodních toků v okolních lesích. Velký počet vhodných

stanovišť je důležitý, protože obojživelníci jsou živočichové s metapopulační strukturou a přirozený populační pokles na jedné lokalitě je nahrazován rozptylem mladých jedinců ze sousedních lokalit (Griffiths 1997). Rozptylu a kolonizaci mohly naopak bránit zemědělské plochy, zástavba a silnice (Semlitsch 2002), které obklopují lokalitu ze západu (obr. 1). Podle Gibbse (1998) jsou největší problém hlavně komunikace, který uvádí třikrát menší pravděpodobnost, že obojživelník přejde přes silnici namísto přes zastavěnou plochu.

Predátoři

Jako hlavní faktor ovlivňující úspěšnou reprodukci obojživelníků se zdají být predátoři. Odchytávání byli velcí bezobratlí jako pijavka koňská, larvy vážek, imaga i larvy potápníků a znakoplavky. Podle Henriksona (1990) jde o běžné predátory obojživelníků. Z naměřených dat lze usoudit, že právě množství predátorů mohlo sehrát velkou roli v přežívání pulců. Podle nejlepšího modelu mají vliv zejména pijavky, znakoplavky a potápníci, přičemž množství pijavek a znakoplavek s počtem pulců koreluje negativně (obr. 11 a 12), oproti tomu množství potápníků pozitivně (obr. 13). Dle vlastního pozorování mohu potvrdit intenzivní predáčnický tlak u pijavic. Pijavku koňskou popisují jako významného predátora také Hettyey et al. (2001), přičemž tento druh dokáže predovat i na snůškách (Cerbo a Romano 2007). Poněkud překvapivá je však pozitivní korelace s potápníky, u kterých jsem často pozorovala výraznou predaci na pulcích. Laciak et al. (2022) navíc popisují, že potápník je ve srovnání s vážkami a znakoplavkami považován za nejvýznamnějšího predátora.

Parametry vody

Jeden z faktorů ovlivňující přítomnost obojživelníků je kvalita vody. Přestože většina vody v tůních pochází z okolních zemědělských polí a pastvin (obr. 3), nebyla v průběhu let zaznamenána žádná mimořádná hodnota naznačující nadměrné znečištění vody splachy hnojiv. Výjimkou je červencové měření konduktivity u tůně VI v roce 2023, kdy byla naměřená dvojnásobná hodnota oproti normálu.

Dle Hrušky et al. (2009) bylo v roce 2008 pro region Pohořany zaznamenáno průměrné pH povrchové vody 7,5–8,0. Mnou naměřená průměrná hodnota činí $6,7 \pm 0,3$, což značí mírné okyselení místních vod. Tato malá diskrepance může být vysvětlena právě přítokem vody z okolních zemědělských ploch. Dale et al. (1985) sice uvádějí korelaci mezi úmrtností mladých jedinců některých druhů obojživelníků a kyselostí vody, nicméně až při pH pod 4,5. Horne a Dunson (1994) spojují nízké pH s vyšší rozpustností těžkých kovů, které mají negativní vliv

na vývoj a reprodukci. Z našich hnědých skokanů má nejnižší toleranci k pH právě přítomný skokan štíhlý, nicméně k mortalitě jeho snůšek dochází až při pH 4 (Andrén et al. 1988). Podle D'Amen et al. (2007) čolek obecný i čolek horský jsou velice tolerantní k nízkému pH, přičemž čolek horský dokáže tolerovat i pH pod 4. Mnou nejnižší naměřená hodnota byla $5,6 \pm 0,1$ a podle korelačních koeficientů nebyl prokázáný přímý vliv pH na počet pulců ani na počet snůšek, a to ani po přepočtu snůšek na plochu. Nicméně významný vliv pH vyšel v modelech pij + pH + kon (vliv na pulce) a pot + pH + plo (vliv na snůšky). Obojživelníky tak pH mohlo ovlivňovat nepřímo skrz působení na jinou proměnnou, např. na potápníky, jejichž početnost s pH negativně koreluje ($r = -0,41$, $n = 23$, $p < 0,05$).

Koncentraci rozpuštěných látek vyjadřuje konduktivita. Mnou nejvyšší naměřená hodnota byla $427 \mu\text{S}/\text{cm}$, avšak šlo o výjimečné měření, protože průměr za celé čtyřleté období byl $120 \pm 23 \mu\text{S}/\text{cm}$. V České republice jsou běžné hodnoty povrchových a prostých podzemních vod v rozmezí $50\text{--}500 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Sobol 2016), přičemž všechny moje naměřené hodnoty v tomto intervalu leží bez výjimky. Preference konduktivity je u obojživelníků poněkud odlišná. Např. Klaver et al. (2013) zjistili, že *Ambystoma mavortium*, *Pseudacris maculata* a *Rana luteiventris* upřednostňovali konduktivitu do $50 \mu\text{S}/\text{cm}$, oproti tomu *Anaxyrus boreas boreas* si vybírala tůně s hodnotami nad $600 \mu\text{S}/\text{cm}$. Ačkoliv pro mnou pozorované druhy nejsou zjištěné údaje o toleranci konduktivity, podle GLMM mohla konduktivita na obojživelníky působit nepřímo skrz velký vliv na jejich predátory, a to zejména na pijavky. Proměnné pijavky a konduktivita totiž spolu vystupují ve většině nejlepších modelech a zároveň Pearsonův korelační koeficient vyšel $0,5$ ($n = 23$, $p = 0,01$). Vůbec nejlepší model s konduktivitou byl pij + kon + tep (vliv na pulce) zřejmě z důvodu velké korelace mezi těmito proměnnými. To znamená, že pijavky kromě konduktivity pozitivně korelovaly také s teplotou, korelační koeficient je $0,55$ ($n = 23$, $p < 0,01$), a mezi konduktivitou a teplotou je obecně známá pozitivní korelace (Pitter 2009).

Podle stejného modelu pij + kon + tep (vliv na pulce) a podle modelu pre + kon + tep (vliv na pulce) se zdá být významná také teplota. Podle studií (Burrow a Maerz 2022) může mít nižší teplota vliv jednak na množství dostupné potravy a jednak může zpomalovat vývoj pulců. Na druhou stranu ve vodě s vyšší teplotou dosahují jedinci po metamorfóze často menší velikosti, což může následně ovlivňovat jejich fitness (Watkins a Vraspir 2006). Z mých naměřených dat vyplývá, že vyšší teplota mohla negativně působit na množství pulců ($r = -0,47$, $n = 23$, $p = 0,02$), ale naopak pozitivně na množství predátorů ($r = 0,63$, $n = 23$, $p < 0,01$), a to zejména na pijavky a znakoplavky. Zde je třeba však zmínit, že do výpočtů

vstupuje také teplota z roku 2024, kdy tůně nebyly měřeny v nejteplejších měsících, a proto mohou být výsledky lehce nadhodnocené, nicméně při výpočtech bez roku 2024 se výsledné korelace příliš nemění.

Co se týče variability mezi tůněmi, naměřené parametry vody nevykazovaly během pozorovaného období žádné významné odchylky. Pouze u konduktivity si lze všimnout mírného rozdílu mezi prvními a posledními tůněmi (obr. 9). Homogenitu pravděpodobně způsobuje propojenost tůní drobným povrchovým tokem. To dokládají nejnižší naměřené hodnoty konduktivity i pH v tůni II, která právě jako jediná není s ostatními tůněmi propojená. Průtočné tůně mají výhodu v dlouhodobém zajištění přítoku vody, nicméně pro podporu biodiverzity je žádoucí co největší heterogenita, kterou tyto tůně nemají. Do těchto tůní se navíc spolu s vodou mohou dostávat i nebezpečné látky splavované z okolí, stejně jako živiny a sedimenty urychlující jejich zánik (Mokřady z. s.).

Hydroperioda

I přestože byly tůně vybudovány v místě, kde se shromažďuje stékající voda z okolních ploch, docházelo u prvních tůní ke každoročnímu vysychání. Na periodické tůně je dvojitý názor, na jednu stranu může dojít při brzkém vysychání k usmrcení samotných pulců (Griffiths 1997), na druhou stranu dochází k záhube také dravých bezobratlých (Porej a Hetherington 2005, Tarr a Babbitt 2007), což může podpořit úspěšné rozmnožení obojživelníků v příštím roce (Semlitsch 2000). Dá se říct, že někteří obojživelníci jsou na periodické tůně adaptováni a někteří jsou dokonce schopni v době vysychání urychlit metamorfózu. Příkladem je *Rana sylvatica*, u něž byla pozorována metamorfóza v předčasně vysychajících tůních o devět dní dříve než v tůních, jež vyschly v běžnou dobu. V takovém případě jsou ale dospělci menší a snižuje se jejich fitness (DiMauro a Hunter 2002). Urychlenou metamorfózu vlivem vysychání popisují také Laurila a Kujasalo (1999) u skokana hnědého. Podle van Buskirka (2005) má mnoho druhů nejvyšší pravděpodobnost výskytu v tůních se středně dlouhou hydroperiodou, např. přítomný čolek obecný, čolek horský nebo skokan hnědý. Tůně s velmi krátkou hydroperiodou mohou být vhodné pro druhy s rychlým larválním vývojem, ale druhy s delším vývojem a s pulci zimujícími ve vodě mohou být vysycháním ohroženy (Semlitsch 2000). Příkladem je čolek horský, zaznamenaný v tůni II, jehož larvy ve vodě často přezimují (Maštera et al. 2016).

Zda vyschlé tůně ohrozily početnost obojživelníků nedokážu spolehlivě určit, ale při vysychání již v tůních většinou žádní obojživelníci nebyli a vliv neprokázaly

ani statistické výpočty. Naopak byla vypočítána silná negativní korelace s predátory ($r = -0,45$, $n = 23$, $p = 0,03$), a to zejména s pijavkami ($r = -0,54$, $n = 23$, $p < 0,01$). Při vlastním vizuálním pozorování jsem zaznamenala také každoroční úhyn hlavně larev vážek a znakoplavek. Nejméně ohroženy se z přítomných predátorů zdají být potápníci (Davy-Bowker 2002). Vliv vysychání lze vidět i na obrázku 7, kde si lze všimnout, že v tůni II bylo každoročně velmi malé množství predátorů, ale zároveň v této tůni přežívalo nejvíce pulců (obr. 6). Podobné výsledky popisuje také Loman (2002), který zaznamenal více úspěšných metamorfóz skokana hnědého ve vysychajících tůních, kde bylo méně predátorů, než v tůních nevysychajících. U tůně I je rovněž zaznamenán malý počet predátorů, ale vzhledem k tomu, že tůň bývala vyschlá delší dobu a do tůně se tak nemohla pokládat past, výsledná početnost je proto ovlivněna menším počtem záznamů. Oproti tomu tůň II bývala vyschlá krátkodobě a byla ochuzena vždy jen o jedno měření, což by nemělo příliš zkreslovat výsledek. Na druhou stranu zaměříme-li se pouze na rok 2024, kdy nedošlo ještě k vyschnutí, lze si všimnout, že v tůni I bylo rovněž zaznamenáno velmi malé množství predátorů, což mohlo být způsobené právě hydroperiodou tůně.

Zarůstání

Faktor, který jsem shledala jako významný pro výskyt obojživelníků, je sukcese a s ní spojené zarůstání tůní. Lokalita podléhá sukcesi velmi rychle, přičemž důvodem mohou být hromadící se živiny z okolních pastvin a polí. Podle bioindikátorů jako je přítomnost okřehku, orobince a zblochanu můžeme vodu v tůních označit jako mezo až eutrofní (Chytrý et al. 2010). Voda v teplých měsících navíc bývala zakalená, často žluté barvy s hromadícím se černým bahnem na dně. Lokalita dosáhla téměř 100% pokrytí vegetací již ve čtvrtém roce od vzniku tůní, což mohlo mít za následek menší oslunění vody a díky tomu pokles teploty. Ačkoliv je teplota ovlivněna především počasím v daném roce, Burrow a Maerz (2022) uvádí, že v zastíněných tůních může být teplota vody o 2–5 °C nižší než v tůních osluněných. Brown et al. (2006) popisují, že teplotu vody ovlivňují i emerzní rostliny. Vliv emerzních rostlin popisují i Molnár et al. (2011), kteří zjistili, že tůně hustě zarostlé orobincem mohou mít vlivem zastínění až o 2,2 °C nižší teplotu. Tento jev jsem zaznamenala i v pozorovaných tůních, neboť průměrný rozdíl mezi teplotou vody a maximální denní teplotou vzduchu se během let zvětšoval.

Podle naměřených dat byla zjištěna pozitivní korelace mezi množstvím vegetace a počtem pulců ($r = 0,61$, $n = 23$, $p < 0,01$) a mezi množstvím vegetace a počtem snůšek skokana štíhlého ($r = 0,38$, $n = 23$, $p = 0,07$). Po přepočtu snůšek na plochu (z důvodu velké korelace

mezi snůškami a plochou) se korelační koeficient rovná 0,65 ($n = 23$, $p < 0,01$). Nicméně právě díky rozvinuté vegetaci se snůšky každým rokem hůře počítaly, a proto by korelace mohla být i větší. Přestože snůšky skokana hnědého nebyly do výpočtů zahrnuty, i u tohoto druhu lze pozorovat velký rozmach právě v době rozvoje makrofytní vegetace. To se shoduje se Zavadilem et al. (2011), kteří tvrdí, že v holých nádržích bez vegetace se tyto druhy spíše nevyskytují. Pozitivní korelaci mezi přítomností skokana hnědého a podílem litorální vegetace zjistila také např. Jeřábková (2006), která zároveň uvádí korelaci mezi přítomností skokana štíhlého a mírou zastínění. Pozitivní korelaci mezi počtem snůšek skokana štíhlého a emerzní vegetací udávají Hartel et al. (2009), kteří zjistili, že největší počet snůšek bývá v tůních zarostlých z 50 %. To se neshoduje s mým pozorováním, protože největší počet snůšek byl zaznamenán v tůních s daleko větším zárůstem. Množství vegetace mohlo být pro skokana štíhlého důležité především z důvodu, že jej využívá k přichycení svých snůšek (Maštera et al. 2016). Zároveň z naměřených dat vyplývá, že rozvoj vegetace mohl zapříčinit také ústup predátorů ($r = -0,78$, $n = 23$, $p < 0,01$), a to zejména pijavek a znakoplavek.

Naopak oba druhy zaznamenaných čolků při velkém rozvoji vegetace často ustupují, přičemž méně tolerantní je čolek horský (Zavadil et al. 2011). Čolek obecný byl v tůni spatřen pouze jednou v roce 2021. Čolek horský byl zaznamenán každoročně, nicméně větší počet larev byl zaznamenán rovněž pouze v roce 2021. V této době byly tůně velmi málo zarostlé. Rozvoj vegetace v následujících letech tak mohl zapříčinit ústup obou druhů čolků. Předpokládám, že s takto rychlou sukcesí dojde k brzkému ústupu i obou druhů skokanů.

Plocha tůní

Plocha tůně je součástí všech prvních deseti nejlepších modelů pro snůšky skokana štíhlého, přičemž korelační koeficient dosáhl hodnoty 0,74 ($n = 23$, $p < 0,01$). Nejvíce snůšek se vždy nacházelo v tůni V s rozlohou 125 m² a nejméně v tůni VI s rozlohou 2 m². Obdobně tomu tak bylo i u skokana hnědého. Tento výsledek se dá zjednodušeně interpretovat jako větší plocha tůní = větší počet snůšek, protože poměr počtu snůšek na plochu se pro jednotlivé tůně výrazně nelišil. To naznačuje, že větší tůň může pojmout více snůšek, ale při výběru tůně pro reprodukci nemusí být její velikost významná. Ostatně Matějů et al. (2014) a Speybroeck et al. (2016) popisují, že oba druhy skokanů tolerují téměř jakoukoliv velikost vodní plochy. To mohu potvrdit i na základě průzkumu okolí, kdy jsem každoročně zaznamenala snůšky i pulce obou druhů jak v rozlehlých hlubokých nádržích, tak v malých mělkých mokřadech o velikosti několik málo m².

Návrh opatření na podporu obojživelníků ve studovaném území

Na podporu co největšího spektra druhů obojživelníků je třeba vytvořit hustou síť tůní a mokřadů lišící se zejména stádiem sukcese, hloubkou a hydroperiodou. Studované tůně podléhají sukcesi velmi rychle, zarůstají emerzní vegetací a také se zazemňují. Tůně v pozdější fázi sukcese sice již nemusí sloužit k reprodukci, ale stále mohou být významnými zimovišti nebo úkryty s vhodným mikroklimatem. Proto navrhuji, aby k jejich obnově došlo až při jejich úplném zániku a aby se v jejich blízkosti a minimálně s ročním předstihem vybudovaly tůně nové. Komplex tůní v různém stádiu sukcese tak obojživelníkům zajistí vždy náhradní stanoviště ve chvíli, kdy některá tůň zanikne. Při výběru místa je třeba brát zřetel na aktuální biotop s možným výskytem vzácných druhů, hydrologický režim, riziko znečištění a riziko zavlečení predátorů (zejména ryb).

Nové tůně by měly být prostorově a hloubkově členité. Toho lze docílit vytvořením různých prohlubní a vyvýšenin a také lze do tůní umístit několik větví, pařezů nebo kamenů, které mohou být pro obojživelníky úkryty nebo podkladem pro přichycení snůšek (Egan a Paton 2004). Tůně je třeba budovat s mírným sklonem, ideálně do 5°, čímž se vytvoří široká zóna periodického zaplavování a dostatek mělčin (Mokřady z. s.). Partie mělčí než 0,5 m by měly tvořit až 80 % tůně, jelikož zde roste litorální vegetace a snižuje se tím riziko zavlečení ryb. Části hluboké až 1,5 m mají význam pro druhy zimující ve vodě a u tůní, kde hrozí rychlé zanášení a zarůstání. Pokud je na lokalitě předpoklad rozvoje orobince, který tůně rychle zazemňuje a vysušuje, doporučuji vytvořit partie hluboké minimálně 0,8 m (Zavadil et al. 2011), přičemž požadované hloubky lze v tomto případě docílit i strmějšími břehy. V soustavě tůní by neměly opět chybět ani tůně periodické, u kterých vlivem vysychání dochází k redukci počtu predátorů. Pokud je to možné, nedoporučuji tůně propojovat povrchovým tokem, tůně jsou tak homogenní a rychle se zanáší, což se projevovalo i u mnou monitorovaných tůní. Silně průtočné tůně navíc většina druhů nevyužívá, vyjma např. skokana hnědého, který v nich může zimovat. Kvůli stínění, evapotranspiraci a opadu, který urychluje zazemnění, by nemělo po obvodu tůní růst příliš dřevin, avšak pro některé druhy, např. pro skokana štíhlého, jsou z části zastíněné tůně vhodné. Pokud je pravděpodobné, že by se do tůní mohly dostávat škodlivé látky nebo sedimenty vlivem eroze, je příhodné kolem nich vytvořit také ochranný travnatý pás nebo protierozní ochranné valy.

V případě, že nové tůně nelze vybudovat, je třeba zavčas obnovit tůně stávající. Obnova by měla být provedena vždy postupně, např. první rok polovina tůní a druhý rok tůně

zbylé anebo každou tůň po částech. V první řadě je třeba odstranit přebujelou mokřadní a litorální vegetaci a odstranit bahno na dně tůň. Při odbahňování je třeba dávat pozor, aby nebyly zničeny mělčiny a veškerá vegetace, přičemž je vhodné zachovat zhruba 10–20 % stávajících břehových porostů. Také nesmí dojít k výraznému prohloubení, a to zejména u tůň I a II, které jsou významné díky jejich každoročnímu vysychání. Dále je třeba prořezat dřeviny, které tůně nadměrně zastiňují a pokosit okolní vegetaci. Avšak u tůň, u kterých byl monitorován nadměrný rozvoj okřehku a orobince (III, IV, a V), je naopak žádoucí okolní dřeviny ponechat (Mokřady z. s.). Kosit by se nemělo za deště, kdy bývá v trávě obojživelníků nejvíce. Odřezky, část suché trávy, pařezy atd. je vhodné ponechat v blízkém okolí, čímž se vytvoří potenciální úkryty a zimoviště. Vegetaci i bahno je třeba odvézt mimo lokalitu (Háková et al. 2003) nebo uložit do nižší nadmořské výšky, aby se zabránilo spláchnutí živin zpět do tůň. Opatření by mělo být provedeno mimo období rozmnožování, po metamorfóze larev a před zahájením zimování, což je většinou koncem srpna–září, nicméně vždy záleží na přítomných druzích a na výsledku z biologického průzkumu. Pokud by měl management trvat déle než jednu sezónu, je třeba obojživelníkům zabránit vstupu do tůň.

Na podporu obojživelníků lze učinit i některá opatření v blízkém okolí. Lze např. přehradit již nepotřebné vodní příkopy, čímž se vytvoří nové vodní plochy. Konektivitu mezi mokřadními stanovišti lze zvýšit vybudováním menších vodních ploch nebo výsadnou remízku a u lučních společenstev lze zavést mozaikovitou seč nebo pastvu. Opatření lze zavést i na blízkých rybnících nacházejících se v intravilánu obce, kde by šlo např. vyhradit jejich část pro obojživelníky, a to pomocí pletiva nebo kamenného záhozu (Zavadil et al. 2011). V této části je nutné zajistit optimální sklon břehů a vytvořit pásmo litorální vegetace. U rybníků je rovněž třeba zabránit jejich vypouštění v době rozmnožování a odbahnění by mělo být provedeno šetrným způsobem.

Souhrn

Během čtyř let monitorování výskytu obojživelníků v umělých tůních v Pohořanech byly zaznamenány celkem čtyři druhy obojživelníků, a to skokan štíhlý, skokan hnědý, čolek horský a čolek obecný. Druhové spektrum zaznamenaných obojživelníků souhlasí s druhy pozorovanými v okolí. Zatímco v prvním roce pozorování, tedy rok po vybudování tůní, byl zaznamenán výskyt 3 snůšek skokana štíhlého, 2 snůšek skokana hnědého a 13 jejich pulců, v dalších letech tento počet kontinuálně rostl. V posledním roce pozorování bylo zaznamenáno 22 dospělců skokana štíhlého, 59 snůšek skokana štíhlého, 37 snůšek skokana hnědého a odchyceno 346 jejich pulců. Spolu s každoročním výskytem larev čolka horského toto značí úspěšnou kolonizaci těchto tůní. Vybudování umělých tůní tak jednoznačně přispělo k ochraně obojživelníků na lokalitě.

Do živolovných pastí bylo také odchyceno množství bezobratlých živočichů, z nichž mnozí představují významné predátory larev obojživelníků. Zatímco v prvním roce bylo odchyceno asi 593 znakoplavek a 497 pijavek koňských, jejich počet postupem let klesal, přičemž v posledním roce bylo zaznamenáno pouze 44 znakoplavek a 176 pijavek. Počet dalších odchycených bezobratlých, zejména potápníků vroubených a larev vážek, se během let výrazně neměnil a představoval pouze menší část predátorů pozorovaných v tůních.

Vliv na výskyt a úspěšné rozmnožování obojživelníků mají taktéž další parametry. Mezi mnou monitorované k nim patří fyzikálně-chemické parametry vody, jako jsou pH, konduktivita a teplota, dále množství litorální vegetace a hydroperioda. Vliv více proměnných na výskyt obojživelníků byl vyhodnocen za pomoci generalizovaných lineárních smíšených modelů. Dle těchto modelů má nejvýznamnější vliv na výskyt obojživelníků množství predátorů, z nichž dominují pijavky a znakoplavky. Obě tyto proměnné vykazují silnou negativní korelaci s počtem pulců.

U všech tůní během pozorovaného období došlo k výraznému rozvoji makrofytní vegetace, což mohlo podpořit výskyt obou druhů skokanů. U dvou tůní docházelo ke každoročnímu vysychání. To vedlo k úhynu predátorů obojživelníků, což se projevilo malým počtem odchycených jedinců a zároveň bohatým výskytem pulců. Pro podporu obojživelníků je důležité budovat tůně co nejvíce rozmanité, přičemž jako důležité tak shledávám i tůně vysychající.

Vlivem rychlé sukcese však dochází k zanikání studovaných tůní v Pohořanech, proto je pro zachování místní populace obojživelníků třeba provést opatření, mezi která navrhuji buď tvorbu nových tůní v blízkém okolí nebo včasnou a opatrnou obnovu tůní stávajících.

Reference

- Adolfo M, Quilchano C, Blaustein AR. 1999. Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest, U.S.A. *Environ Toxicol Chem.* 18:2836–2839.
- Alerstam T, Hedenström A, Åkesson S. 2003. Long-distance migration: evolution and determinants. *OIKOS.* 103:247–260.
- Alford RA, Richards SJ. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annu Rev Ecol.* 30:133–65.
- Andrén C, Henrikson L, Olsson M, Nilson G. 1988. Effects of pH and aluminium on embryonic and early larval stages of Swedish brown frogs *Rana arvalis*, *R. temporaria* and *R. dalmatina*. *Holarct Ecol.* 11:127–135.
- AOPK ČR. Nálezová databáze ochrany přírody. [on-line databáze; portal.nature.cz]. 2022-01-15; [cit. 2022-03-29].
- Babbitt KJ, Tanner GW. 2000. Use of temporary wetlands by anurans in a hydrologically modified landscape. *Wetlands.* 20:313–322.
- Baillie JEM, Griffiths J, Turvey ST, Loh J, Collen B. 2010. Evolution lost: status and trends of the world's vertebrates. 1st ed. London: Zoological society. 72 s.
- Baker JMR, Halliday TR. 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal.* 9:55–63.
- Bartelt P, Peterson CR, Klaver RW. 2004. Sexual differences in the post-breeding movements and habitats selected by western toads (*Bufo boreas*) in southeastern Idaho. *Herpetologica.* 60:455–467.
- Beebee TJC. 1997. Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biol Conserv.* 81:215–219.
- Beebee TJC, Denton JS, Buckley J. 1996. Factors affecting population densities of adult natterjack toads *Bufo calamita* in Britain. *J Appl Ecol.* 33:263–268.
- Beladjal L, Mertens J. 2009. Diaspore dispersal of Anostraca by flying insects. *J Crustacean Biol.* 29:266–268.

- Bell G. 1979. Populations of crested newts, *Triturus cristatus*, in Oxfordshire, England. *Copeia*. 1979:350–353.
- Berven KA, Grudzien TA. 1990. Dispersal in the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution*. 44:2047–56.
- Bilton DT, Freeland JR, Okamura B. 2001. Dispersal in aquatic invertebrates. *Annu Rev Ecol Syst*. 32:159–181.
- Boone MD, Scott DE, Niewiarowski PH. 2002. Effects of Hatching time for larval *Ambystomatid Salamanders*. *Copeia*. 2:511–517.
- Boukal D, Boukal M, Fikáček M, Hájek J, Klečka J, Skalický S, Šťastný J, Trávníček D. 2007. Katalog vodních brouků České republiky. *Klapalekiana*. 43(Suppl. 1):1–289.
- Brand AB, Snodgrass JW. 2010. Value of artificial habitat for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conserv Biol*. 24:295–301.
- Breden F. 1987. The effect of post-metamorphic dispersal on the population genetic structure of Fowler's toad, *Bufo woodhousei fowleri*. *Copeia*. 1987:386–395.
- Briers RA, Biggs J. 2005. Spatial patterns in pond invertebrate communities: separating environmental and distance effects. *Aquat Conserv*. 15:549–557.
- Briggs L. 2001. Creation of temporary ponds for amphibians in northern and central Europe. *Freshwater Forum*. 17:63–70.
- Brodie ED Jr, Formanowicz DR Jr. 1983. Prey size preference of predators: differential vulnerability of larval anuran. *Herpetologica*. 39:67–75.
- Brodie ED Jr, Formanowicz DR Jr. 1987. Antipredator mechanisms of larval anurans: protection of palatable individuals. *Herpetologica*. 43:369–373.
- Brown CJ, Blossey B, Maerz JC, Joule SJ. 2006. Invasive plant and experimental venue affect tadpole performance. *Biol Invasions*. 8:327–338.
- Brown DJ, Street GM, Nairn RW, Forstner MRJ. 2012. A place to call home: amphibian use of created and restored wetlands. *Int J Ecol*. 1–11.
- Burrow A, Maerz J. 2022. How plants affect amphibian populations. *Biol Rev*. 97:1749–1767.

- Cerbo ARD, Romano A. 2007. Leech predation on amphibian eggs. *Acta Zool Sin.* 53:750–754.
- Chang YH, Wang HW, Hou WS. 2011. Effects of construction materials and design of lake and stream banks on climbing ability of frogs and salamanders. *Ecol Eng.* 37:1726–1733.
- Chytrý M, Kučera T, Kočí M, Grulich V, Lustyk P. 2010. Katalog biotopů České republiky. 2. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 447 s.
- Civiš P, Vojar J, Baláž V. 2010. Chytridiomykóza – hrozba pro naše obojživelníky? *Ochrana přírody.* 4:18–20.
- Clevenot L, Carré C, Pech P. 2018. A Review of the Factors That Determine Whether Stormwater Ponds Are Ecological Traps And/or High-Quality Breeding Sites for Amphibians. *Front Ecol Evol.* 6:40
- Cohen MM Jr. 2001. Frog decline, frog malformations, and a comparison of frog and human health. *Am J Med Genet.* 104:101–109.
- Collinson NH, Biggs J, Corfield A, Hodson MJ, Walker D, Whitfield M, Williams PJ. 1995. Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biol Conserv.* 74:125–133.
- Cushman SA. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biol Conserv.* 128:231–240.
- Dale JM, Freedman B, Kerekes J. 1985. Acidity and associated water chemistry of amphibian habitats in Nova Scotia. *Can J Zool.* 63:97–105.
- D'Amen M, Vignoli L, Bologna MA. 2007. The effects of temperature and pH on the embryonic development of two species of *Triturus* (Caudata: Salamandridae). *Amphibia-Reptilia.* 28:295–300.
- Davidson NC. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar Freshw Res.* 65:934–941.
- Davidson NC, Fluet-Chouinard E, Finlayson CM. 2018. Global extent and distribution of wetlands: trends and issues. *Mar Freshw Res.* 69:620–627.
- Davies RW, Linton LR, Wrona FJ. 1982. Passive dispersal of four species of freshwater leeches (Hirudinoidea) by ducks. *Fresh Invert Biol.* 1:40–44.

- Davy-Bowker J. 2002. A mark and recapture study of water beetles (Coleoptera: Dytiscidae) in a group of semi-permanent and temporary ponds. *Aquat Ecol.* 36:435–446.
- DiMauro D, Hunter ML Jr. 2002. Reproduction of amphibians in natural and anthropogenic temporary pools in managed forest. *For Sci.* 48:397–406.
- Dolmen D, Seland J. 2016. How fast do amphibians disperse? Introductions, distribution and dispersal of the common frog (*Rana temporaria*) and the common toad (*Bufo bufo*) on a coastal island in Central Norway. *Fauna Norv.* 36:33–46.
- Douglas ME. 1979. Migration and sexual selection in *Ambystoma jeffersonianum*. *Can J Zool.* 57:2303–2310.
- Egan RS, Paton PWC. 2004. Within-pond parameter affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands.* 24:1–13.
- Erwin KL. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetl Ecol Manag.* 17:71–84.
- Fog K. 2024. Three brown frog species in Denmark have different abilities to colonise new ponds. *Herpetozoa.* 37:43–55.
- Formanowicz DR Jr. 1986. Anuran tadpole/aquatic insect predator-prey interactions: tadpole size and predator capture success. *Herpetologica.* 42:367–373.
- Formanowicz DR Jr, Brodie ED Jr. 1982. Relative palatabilities of members of a larval amphibian community. *Copeia.* 1:91–97.
- Gibbs JM. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands.* 13:25–31.
- Gibbs JP. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. *J Wildl Manage.* 62:584–589.
- Griffiths RA. 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquat Conserv Mar Freshw.* 7:119–126.
- Guerry AD, Hunter MLJ. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conserv Biol.* 16:745–754.

- Háková A, Sádlo J, Klaudisová A, Fišer B, Pokorný J, Hofhanzl A, Zdražil V. 2003. Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 157 s.
- Hamer AJ, Parris KM. 2011. Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. *Ecol Appl.* 21:378–390.
- Harris RN. 1980. The consequences of within-year timing of breeding in *Ambystoma maculatum*. *Copeia.* 1980:719–722.
- Hartel T, Nemes S, Cogălniceanu D, Öllerer K, Moga CI, Lesbarrères D, Demeter L. 2009. Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta Oecol.* 35:53–59.
- Heinz SK, Wissel C, Frank k. 2006. The viability of metapopulations: individual dispersal behavior matters. *Landsc Ecol.* 21:77–89.
- Hels T, Nachman G. 2002. Simulating viability of a spadefoot toad *pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by a road. *Ecography.* 25:730–744.
- Henrikson BI. 1990. Predation on amphibian eggs and tadpoles by common predators in acidified lakes. *Holarctic Ecol.* 13:201–6.
- Hettyey A, Vincze K, Zsarnóczai S, Hoi H, Laurila A. 2011. Costs and benefits of defences induced by predators differing in dangerousness. *J Evol Biol.* 24:1007–1019.
- Heusser H. 1969. Die Lebensweise der Erdkröte (*Bufo bufo* L.). Das Orientierungsproblem. *Rev Suisse Zool.* 76:444–517.
- Hoffmann M et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science.* 330:1503.
- Horne MT, Dunson WA. 1994. Exclusion of the Jefferson salamander, *Ambystoma jeffersonianum*, from some potential breeding ponds in Pennsylvania: effects of pH, temperature, and metals on embryonic development. *Arch Environ Contamination Toxicol.* 27:323–30.
- Houlahan JE, Findlay CS. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Can J Fish Aquat Sci.* 60:1078–1094.

- Hruška J et al. 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy III: okyselení potoků a jezer. *Živa*. 4:189–192.
- Hurlbert SH. 1969. The breeding migrations and interhabitat wandering of the vermilion-spotted newt *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). *Ecol Monogr*. 39:465–488.
- Hu S, Niu Z, Chen Y, Li L, Zhang H. 2017. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Sci Total Environ*. 586:319–327.
- Jeřábková L. 2006. Analýza stanovištních preferencí obojživelníků v severovýchodní části okresu Třebíč. Diplomová práce. 114 s.
- Jeřábková L, Zavadil V. 2020. Atlas rozšíření obojživelníků České republiky. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 104 s.
- Johnson ML, Gaines MS. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. *Annu Rev Ecol*. 21:449–80.
- Joly P, Miaud C, Lehmann A. 2001. Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. *Conserv Biol*. 15:239–248.
- Jurado GB, Harrington R, Quinn MK. 2012. A review of the potential of surface flow constructed wetlands to enhance macroinvertebrate diversity in agricultural landscapes with particular reference to integrated constructed wetlands (ICWs). *Hydrobiologia*. 692:121–130.
- Just T, Matoušek V, Dušek M, Fischer D, Karlík P. 2005. Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. 1. vydání. Praha: Nakladatelství Český svaz ochránců přírody Hořovicko. 359 s.
- Klaver RW, Peterson CR, Patla DA. 2013. Influence of water conductivity on amphibian occupancy in the Greater Yellowstone Ecosystem. *West N Am Nat*. 73:184–197.
- Łaciak M, Zając T, Adamski P, Bielanski W, Cmiel A, Łaciak T, Lipinska A. 2022. Small Monsters: Insect Predation Limits Reproduction of Yellow-Bellied Toad *Bombina Variegata* to Ponds in their Earliest Successional Stage. *Aquat Conserv: Mar Freshw*. 32(5):817–31.
- Lambert MR, Smylie MS, Roman AJ, Freidenburg LK, Skelly DK. 2018. Sexual and somatic development of wood frog tadpoles along a thermal gradient. *J Exp Zool*. 329:72–79.

- Laurila A. 1998. Breeding Habitat Selection and Larval Performance of Two Anurans in Freshwater Rock-Pools. *Ecography*. 21:484–494.
- Laurila A, Kujasalo J. 1999. Habitat Duration, Predation Risk and Phenotypic Plasticity in Common Frog (*Rana temporaria*) Tadpoles. *J Anim Ecol*. 68:1123–1132.
- Lemckert FL. 2004. Variations in anuran movements and habitat use: Implications for conservation. *Conserv Biol*. 15:40–49.
- Le Viol I, Chiron F, Julliard R, Kerbiriou CH. 2012. More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecol Eng*. 47:146–154.
- Loman J. 2002. *Rana temporaria* metamorph production and population dynamics in the field Effects of tadpole density, predation and pond drying. *J Nat Conserv*. 10:95–107.
- Mann W, Dorn P, Brandl R. 1991. Local distribution of amphibians: the importance of habitat fragmentation. *Glob Ecol Biogeogr*. 1:36–41.
- Marsh DM, Fegraus EH, Harrison S. 1999. Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *J Anim Ecol*. 68:804–814.
- Marsh DM, Trenham PC. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv Biol*. 15:40–49.
- Maštera J, Mašterová A. 2017. Obojživelníci Vysočiny. 1. vydání. Jihlava: Pobočka České společnosti ornitologické na Vysočině. 64 s.
- Maštera J, Zavadil V, Dvořák J. 2016. Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky. 1. vydání. Praha: Nakladatelství Academia. 179 s.
- Matějů J, Zavadil V, Tájek P, Musilová R, Melichar V. 2014. Obojživelníci a plazi Karlovarského kraje. 1. vydání. Karlovarský kraj. 134 s.
- McCarthy K, Lathrop RG. 2011. Stormwater basins of the New Jersey coastal plain: subsidies or sinks for frogs and toads? *Urban Ecosyst*. 14:395–413.
- Megonigal JP, Schlesinger WH. 1997. Enhanced CH₄ emission from a wetland soil exposed to Elevated CO₂. *Biogeochemistry*. 37:77–88.
- Mikátová B, Vlašín M. 2002. Ochrana obojživelníků: metodika Českého svazu ochránců přírody. 3. vydání. Brno: EkoCentrum Brno. 137 s.

- Mitra S, Wassmann R, Vlek PLG. 2003. Global inventory of wetlands and their role in the carbon cycle. ZEF - Discussion Papers on Development Policy [Internet]. [citováno 24. června 2024]; 64:44.
- Mokřady z. s. [Internet]. [citováno 7. července 2024]. Dostupné z: <https://mokrady.wbs.cz/>
- Molnár Á, Hegedüs R, Kriszka G, Horváth G. 2011. Effect of cattail (*Typha* spp.) mowing on water beetle assemblages: changes of environmental factors and the aerial colonization of aquatic habitats. J Insect Conserv. 15:389–399.
- Moore HJ. 1954. Some observations on the migration of the toad, (*Bufo b. bufo*). Br J Herpetol. 1:194–224.
- Mossman A, Lambert MR, Ashton MS, Wikle J, Duguid MC. 2019. Two salamander species respond differently to timber harvests in a managed New England forest. PeerJ. 7:e7604.
- Parris KM. 2006. Urban amphibian assemblages as metacommunities. J Anim Ecol. 75:757–764.
- Pechmann JHK, Estes RA, Scott DE, Gibbons JW. 2001. Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. Wetlands. 21:93–111.
- Petr J. 2011. Nekonečná regenerace. Příroda [Internet]. [citováno 29. března 2022].
- Pitter P. 2009. Hydrochemie. 4. vydání. Praha: VŠCHT Praha. 568 s.
- Porej D, Hetherington TE. 2005. Designing wetlands for amphibians: the importance of predatory fish and shallow littoral zones in structuring of amphibian communities. Wetl Ecol Manag. 13:445–455.
- Posit team. 2024. RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC. Boston, MA. Dostupné z: <http://www.posit.co/>.
- Primack RB. 2006. Essentials of Conservation Biology. 4th ed. Sunderland, USA: Sinauer Associates, Inc. 530 s.
- Rannap R, Kaart MM, Kaart T, Kill K, Uuemaa E, Mander Ü, Kasak K. 2020. Constructed wetlands as potential breeding sites for amphibians in agricultural landscapes: a case study. Ecol Eng. 158:1–9.
- Rannap R, Lõhmus A, Briggs L. 2009. Restoring ponds for amphibians: a success story. Hydrobiologia. 634:87–95.

- Ray N, Lehmann A, Joly P. 2002. Modeling spatial distribution of amphibian populations: A GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodivers Conserv.* 11:2143–2165.
- Reading CJ, Loman J, Madsen T. 1991. Breeding pond fidelity in the common toad, *Bufo bufo*. *J Zool Lond.* 225:201–11.
- Rittenhouse TAG, Semlitsch RD. 2006. Grasslands as movement barriers for a forest-associated salamander: migration behavior of adult and juvenile salamanders at a distinct habitat edge. *Biol Conserv.* 131:14–22.
- Rittenhouse TAG, and Semlitsch RD. 2007. Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands.* 27:153–161.
- Rose C, Crumpton WG. 1996. Effects of emergent macrophytes on dissolved oxygen dynamics in a prairie pothole wetland. *Wetlands.* 16:495–502.
- Scher O, Thiéry A. 2005. Odonata, Amphibia and Environmental Characteristics in Motorway Stormwater Retention Ponds (Southern France). *Hydrobiologia.* 551:237–251.
- Scholz M, Harrington R, Carroll P, Mustafa A. 2007. The Integrated constructed wetlands (ICW) concept. *Wetlands.* 27:337–354.
- Semlitsch RD. 1981. Terrestrial activity and summer home range of the mole salamander (*Ambystoma talpoideum*). *Can J Zool.* 59:315–322.
- Semlitsch RD. 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *J Wildl Manag.* 64:615–631.
- Semlitsch RD. 2002. Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic-Breeding Amphibians. *Conserv Biol.* 16:619–629.
- Semlitsch RD. 2008. Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *J Wildl Manage.* 72:260–267.
- Semlitsch RD, Bodie JR. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv Biol.* 17:1219–1228.
- Sexton OJ, Phillips C. 1986. A qualitative study of fish-amphibian interactions in 3 Missouri ponds. *Trans Mo Acad Sci.* 20:25–35.
- Simpson DS, Forester DC, Snodgrass JW, Smith SA. 2021. Relationships among amphibian assemblage structure, wetland pH, and forest cover. *J Wildl Manag.* 85:569–581.

- Sinsch U. 1987. Orientation behaviour of toads (*Bufo bufo*) displaced from breeding site. *J Comp Physiol.* 161:715–727.
- Sinsch U. 1988a. Temporal spacing of breeding activity in the natterjack toad, *Bufo calamita*. *Oecologia.* 76:399–407.
- Sinsch U. 1988b. El sapo andino *Bufo spinulosus*: analisis preliminar de su orientacion hacia sus lugares de reproduccion. *Bol Lima.* 57:83–91.
- Sinsch U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethol Ecol Evol.* 2:65–79.
- Sinsch U. 1992. Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia.* 90: 489–499.
- Skelly DK, Bolden SR, Freidenburg LK. 2014. Experimental canopy removal enhances diversity of vernal pond amphibians. *Ecol Appl.* 24:340–345.
- Smith MA, Green DM. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography.* 28:110–128.
- Sobol P. 2016. Analýza a úprava vody – poznejte rozdíl v kvalitě vody. [Internet]. [citováno 29. 3. 2022]. Dostupné z: <http://www.analyzavody.cz/vlastnosti-vody/konduktivita>
- Speybroeck J, Beukema W, Bok B, van Der Voort J, Velikov I. 2016. Field Guide to the Amphibians & Reptiles of Britain and Europe. 1. vydání. Londýn: Bloomsbury Publishing PLC. 434 s.
- Stumpel AHP, van der Voet H. 1998. Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphib-reptil.* 19:125–142.
- Tarr M, Babbitt KJ. 2007. The importance of hydroperiod in wetland assessment. University of New Hampshire. 25 s.
- Tracy CR, Christian KA, O'Connor MP, Tracy CR. 1993. Behavioral thermoregulation by *Bufo americanus*: the importance of the hydric environment. *Herpetologica.* 49:375–382.
- Van Buggenum HJM. 2004. De herpetofauna van het ijzerenbosch 1988–2003. *Natuurhistorisch Maandblad.* 93(5):181–183. nizozemsky.
- Van Buskirk J. 2005. Local and Landscape Influence on Amphibian Occurrence and Abundance. *Ecology.* 86:1936–1947.

Veřejný registr půdy – LPIS – eAGRI. [Internet]. [citováno 20. července 2024]. Dostupné z: <https://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny2/plpis/>

Vojar J. 2007. Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana: doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. 1. vydání. Louny: Český svaz ochránců přírody. 155 s. ISBN 978–80–254–0811–7. Dostupné z: http://www.csop.cz/docs/up/METODIKA_ochrany_obojzivelniku.pdf

Watkins TB, Vraspir J. 2006. Both incubation temperature and posthatching temperature affect swimming performance and morphology of Wood frog tadpoles (*Rana sylvatica*). *Physiol Biochem Zool.* 79:140–149.

Weber L, Botorová M, Rulík M. 2023. Comparing trap and bait efficiency to record the great crested newts (*Triturus cristatus*). *Knowl Manag Aquat Ecosyst.* 424:26

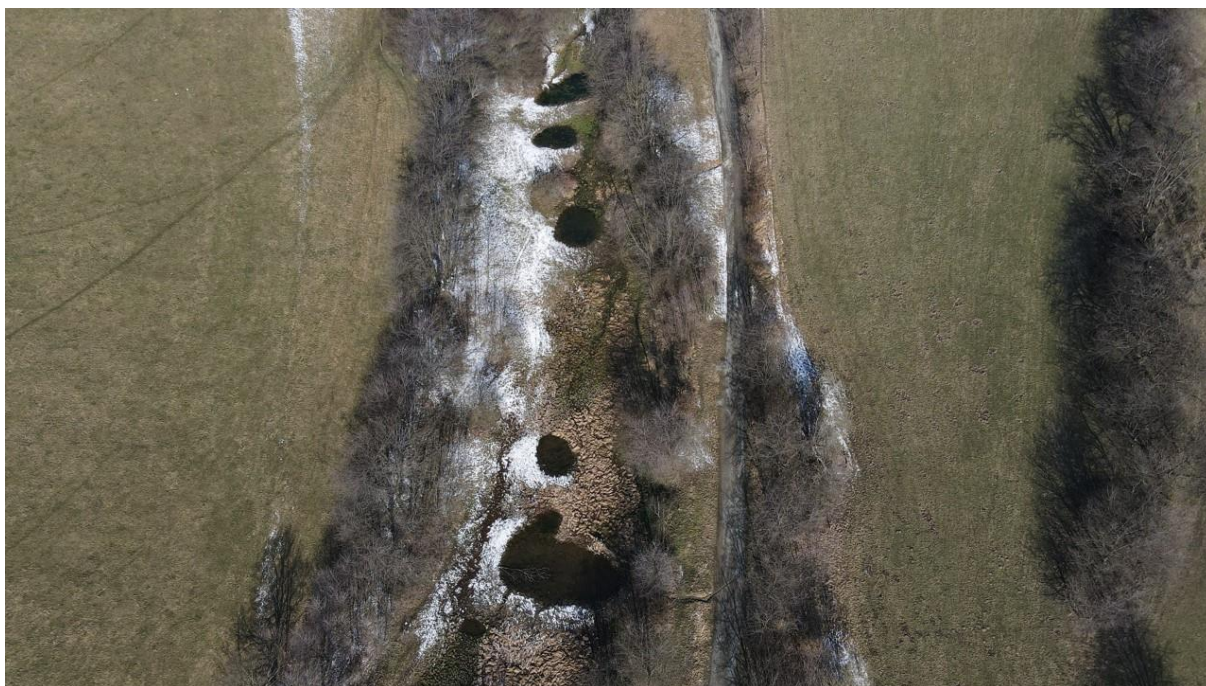
Welsh HH, Ollivier LM. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from california's redwoods. *Ecol Appl.* 8(4):1118–1132.

Zavadil V, Sádlo J, Vojar J. 2011. Biotopy našich obojživelníků a jejich management: metodika AOPK ČR. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 178 s. ISBN 978-80 87457-18-4. Dostupné z: <https://www.ochranaprirody.cz/res/archive/008/004088.pdf?seek=1369389609>

Zedler JB, Kercher S. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu Rev Environ Resour.* 30:39–74.

Zhang C, Wen L, Wang Y, Liu C, Zhou Y, Lei G. 2020. Can constructed wetlands be wildlife refuges? A review of their potential biodiversity conservation value. *Sustainability.* 12(4):1442

Přílohy



Příloha A: Letecký snímek sledovaných tůní pořízený v zimě v roce 2020 (autor fotografie: Mgr. Jaromír Maštera).

Tůň I



Tůň II



Tůň III**Tůň IV****Tůň V****Tůň VI**

Příloha B: Tůně v roce 2021 a v roce 2023.