

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



Fluktuace početnosti skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na severočeských výsypkách

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Autor: Šimon Suchopárek

Vedoucí práce: doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Konzultant: Ing. Petr Chajma, Ph.D.

PRAHA 2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Šimon Suchopárek

Aplikovaná ekologie

Název práce

Fluktuační početnosti skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na severočeských výsypkách

Název anglicky

Variation in population abundances of the agile frog *Rana dalmatina* on the North Bohemian spoil banks**Cíle práce**

Obojživelníci patří mezi nejohroženější obratlovce a současně mezi organismy s výraznou populační dynamikou. Jejich početnost je ovlivňována přirozenými i antropogenními faktory. V rámci dlouhodobého monitoringu skokana štíhlého jsou k dispozici data o početnosti snůšek tohoto druhu na zhruba tisícovce vodních ploch na čtyřech severočeských výsypkách, kde skokan štíhlý vytváří samostatné, prakticky izolované populace.

Cílem práce je popsat a podrobně analyzovat fluktuační početnosti snůšek modelového druhu za období 2005–2021 včetně analýzy počtu obsazených vodních ploch. Konkrétními cíli jsou: (i) analýza přítomnosti populačního trendu napříč výsypkami/populacemi a mezi nimi; (ii) analýza vztahu mezi celkovým počtem snůšek a počtem toho roku obsazených vodních ploch; (iii) vytvoření distribuční a hustotní mapy druhu na výsypkách, identifikace míst s vyšší populační hustotou; (iv) detekce přítomnosti tzv. density-dependence efektu.

Metodika

V rámci teoretické části, tj. při zpracování tematické literární rešerše, budou využity standardní zdroje (citační databáze, Google Scholar apod.). Rešerše bude zaměřena na fluktuační početnosti a populační dynamiku obojživelníků obecně včetně příčin a způsobů hodnocení; pozornost bude zaměřena na dlouhodobé studie obojživelníků a jejich význam. V úvodu práce budou stručně zmíněny příčiny ohrožení obojživelníků.

V rámci praktické části budou v rámci terénních prací počítány snůšky modelového druhu (zapojení studenta nejméně ve třech letech monitoringu), dále budou data z terénu upravena a následně odpovídajícími statistickými metodami zhodnocena.

Doporučený rozsah práce

cca 40 stran + přílohy dle potřeby

Klíčová slova

obojživelníci, ochrana obojživelníků, populační dynamika, výsypky

Doporučené zdroje informací

- Berven KA. 1990. Factors affecting population fluctuations in larval and adult stages of the wood frog (*Rana sylvatica*). *Ecology* 71:1599-1608
- Dodd CK, 2010. *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford: Oxford University Press.
- Doležalová J, Vojar J, Smolová D, Solský M, Kopecký O, 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecol. Eng.* 43: 5–12.
- Green D, 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biol. Conserv.* 111: 331–343.
- Loman J, Andersson G, 2007. Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biol. Conserv.* 135: 46–56.
- Marsh D, Trenham P, 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15: 40–49.
- Marsh D, 2001. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biol. Conserv.* 101: 327–335.
- Rehák I, 1992. Skokan štihlý – *Rana dalmatina* Bonaparte, 1839. In: Baruš V, Oliva O ed. *Fauna ČSFR: Obojživelníci – Amphibia*. Praha: Academia, 257–271.
- Semlitsch R, 2003. *Amphibian Conservation*. Washington and London: Smithsonian Books.
-

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Petr Chajma, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 7. 3. 2022

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 8. 3. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 17. 03. 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci zpracoval samostatně pod odborným vedením doc. Ing. Jiřího Vojara, Ph.D. Dále také, že jsem v seznamu bibliografických citací uvedl veškeré zdroje, ze kterých jsem čerpal, a to včetně citací využitého softwaru (ArcMap, R). Citovány byly rovněž všechny doplňkové balíčky programu R. Dále prohlašuji, že složitější výpočetní operace, zejména konstrukce distribuční a hustotní mapy modelového druhu a výpočet parciální autokorelace, probíhaly během konzultačních hodin s odborným konzultantem této práce Ing. Petrem Chajmou, Ph.D., který mě do těchto výpočtů zasvětil.

V Praze dne:

podpis:

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu této bakalářské práce, a to doc. Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D. Rád bych mu poděkoval zejména za vstřícný a spravedlivý přístup, se kterým přistupuje ke svým studentům. Zároveň bych mu rád poděkoval za vysokou kompetenční úroveň, které si velmi vážím od počátků naší spolupráce. Obzvláště bych však rád poděkoval za projevenou a neobvykle vysokou míru důvěry, ať již během náročných dní v terénu či při samotném zpracovávání této práce. Také bych rád poděkoval svému odbornému konzultantovi, Ing. Petru Chajmovi, Ph.D. Děkuji mu za to, že si i přes veškerou svou časovou zaneprázdněnost našel vždy, když jsem ho požádal, čas k tolik potřebným konzultacím. Zejména mu však děkuji za pomoc s technicky náročnějšími operacemi a výpočty, zvláště za pomoc se sestavením distribuční a hustotní mapy modelového druhu a za seznámení s konceptem výpočtu parciální autokorelace. Rád bych poděkoval také Ing. Miliči Solskému, Ph.D. Děkuji mu zejména za přátelský přístup během náročného terénního monitoringu, zejména však za pomoc s konstrukcí výše zmíněné mapy, kterou považuji za významnou přidanou hodnotu této práce. Dále bych rád poděkoval svým dobrým kamarádům Elizabeth Vlčkové a Radkovi Vlčkovi za společně strávený čas na výsypkách a za jejich vůli podílet se na náročném sběru dat. Za pomoc se sběrem dat a za přátelskou atmosféru bych rád poděkoval také Tomášovi Holerovi, Daniele Budské, Martinu Vohralíkovi, Janu Vojarovi a dalším současným i minulým členům týmu bez jejichž usilovné práce v terénu by tato práce nemohla nikdy vzniknout. Za gramatickou korekci literární rešerše této práce bych rád poděkoval svému otci Bc. Pavlu Suchopárkovi. Děkuji mu za jeho trpělivost s mou komplikovanou stylistikou. Na závěr bych rád poděkoval také Nadaci Ivana Dejmal, která mi poskytla finanční prostředky ze svého studentského grantového programu na nákup vlastního terénního vybavení, konkrétně rybářských broďáků a terénní GPS.



Abstrakt

Povrchová těžba nerostných surovin způsobuje v krajině rozsáhlé disturbance. Na druhou stranu umožňuje vznik nových hodnotných biotopů. Tyto biotopy jsou osídlovány řadou organismů, včetně obojživelníků. Nově vznikající biotopy se tak stávají ekologicky významnými částmi krajiny. Tato území jsou vhodné ke studiu populační dynamiky obojživelníků a ke studiu procesů jejich šíření. Proto je předkládaná práce zaměřena na vyhodnocení početnosti skokana štíhlého na čtyřech výsypkách Mostecka během sedmnáctileté časové řady. Na základě monitoringu snůšek skokana bylo zjištěno, že osidlování výsypek je pravděpodobně silně podmíněno přítomností ekologicky hodnotných biotopů v jejich okolí. Byla zjištěna vyšší populační hustota v technicky nerektivovaných částech výsypek. Dále bylo prokázáno, že nosná kapacita prostředí není modelovým druhem zatím nasycena. Během výpočtů byl detekován Simpsonův paradox. Jeho přítomnost je vhodné zohlednit v navazujících pracích pomocí vhodného designu zpracování dat. Může tím být zabráněno mylné interpretaci výsledků. Výsledky práce poukazují na mimořádnou hodnotu zejména nerektivovaných výsypek pro obojživelníky a současně rozšiřují poznání o průběhu osidlování těchto specifických biotopů.

Klíčová slova: obojživelníci, ochrana obojživelníků, populační dynamika, výsypky, Mostecko, vodní biotopy

Abstract

Surface mining of minerals causes extensive disturbance in the landscape. On the other hand, it allows the creation of new valuable biotopes. These habitats are inhabited by a variety of organisms, including amphibians. The new habitats thus become ecologically important parts of the landscape. These areas are suitable for the study of population dynamics of amphibians and for the study of their dispersal processes. Therefore, the present work is focused on the evaluation of the abundance of the *Rana dalmatina* at four spoil banks in the Most region over a 17-year time series. On the basis of the monitoring of swiftlets, it was found that the colonization of the spoil banks is probably strongly conditioned by the presence of ecologically valuable habitats in their surroundings. Higher population densities were found in technically unreclaimed parts of the dumps. Furthermore, it was shown that the carrying capacity of the environment is not yet saturated by the model species. Simpson's paradox was detected during the calculations. Its presence should be taken into account in follow-up work by means of an appropriate data processing design. Misinterpretation of the results may be avoided. The results of this work point to the extraordinary value of especially unreclaimed dumpsites for amphibians and at the same time increase the knowledge about the process of colonization of these specific habitats.

Key words: amphibians, amphibian conservation, population dynamics, spoil banks, Mostecko region, water habitats

Obsah

1. Úvod a cíle práce	9
2. Literární rešerše	12
2.1 Současné příčiny ohrožení obojživelníků	12
2.2 Populační dynamika	19
2.3 Dlouhodobé studie obojživelníků	27
2.3.1 Studie popisující přirozené fluktuace	27
2.3.2 Studie popisující působení antropogenních vlivů	29
3. Metodika	32
3.1 Popis modelového taxonu	32
3.2 Popis studovaných výsypkových ploch	38
3.3 Sběr a zpracování dat	42
4. Výsledky	52
4.1 Základní charakteristika datového souboru	52
4.2 Poměry zvodnělých, vyschlých a nemapovaných jezírek	53
4.3 Poměry obsazenosti vodních ploch	58
4.4 Popis fluktuací početnosti snůšek	61
4.5 Analýza vztahu mezi počtem snůšek a počtem vodních ploch	63
4.6 Distribuční a hustotní mapa modelového druhu na výsypkách	65
4.7 Detekce přítomnosti density-dependence efektu	66
5. Diskuse	68
5.1 Charakteristika datového souboru	68
5.2 Poměry zvodnělých, vyschlých a nemapovaných jezírek	68
5.3 Poměry obsazenosti vodních ploch	69
5.4 Popis fluktuací početnosti snůšek	70
5.5 Analýza vztahu mezi počtem snůšek a počtem vodních ploch	71
5.6 Distribuční a hustotní mapa modelového druhu na výsypkách	73
5.7 Detekce přítomnosti density-dependence efektu	74
6. Závěry	77
7. Bibliografické citace	78
8. Přílohy	89

1. Úvod a cíle práce

Taxonomická skupina recentních obojživelníků Lissamphibia zaznamenává od počátku druhé poloviny 20. století systematický pokles druhové biodiverzity (Phillips 1990; Pounds 2001). Houlahan et al. (2000) ve své komplexní meta-studii obsahující údaje z 37 zemí světa a 936 populací poukazuje, že rapidní a vesměs celosvětový pokles stavů obojživelníků se začal projevovat v již padesátých letech 20. století a s menšími či většími výkyvy pokračuje i v současnosti. Ohrožení a úbytek této pozoruhodné skupiny obratlovců je dán souhrou jejich fyziologických, etologických a fenologických adaptací. Dále jsou obojživelníci často velmi citliví na změny svého prostředí a úbytek, či zánik konkrétního typu prostředí může mít fatální důsledky pro jejich další presenci na lokalitě (Stuart et al. 2004; Cushman 2006). Mezi nejvýznamnější globální negativní faktory působící na obojživelníky patří úbytek biotopů, jejich fragmentace, znečišťování akvatických i terestrických stanovišť, intervence invazních druhů, buďto v pozici nepřírozených predátorů nebo konkurence, případně zavlékání nových chorob v důsledku globalizace obchodu a turismu (Houlahan et al. 2000; Collins et Storfer 2003; Blaustein et al. 2011).

Přestože antropogenní tlak na přirozenou strukturu populací mnoha druhů obojživelníků, či dokonce na jejich samotnou existenci, je nesporně podpořen mnoha vědeckými studii (Collins et Storfer 2003; Baillie et al. 2004), identifikace konkrétních negativních vlivů a exaktní vyhodnocování jejich dopadů na populace může být velmi náročné (Keisecker et al. 2001; Gendron et al. 2003). Svou roli v tomto hraje mimo jiné r-strategie, která je pro významnou část obojživelníků přirozená. R-strategové jsou typičtí výraznými početními výkyvy, ať už ovlivněnými vnitřními demografickými procesy (např. přirozené kolísání natality a mortality) nebo působením vnějších vlivů (predace, nemoci, změny v prostředí apod.) (Alford et Richards 1999). Kromě toho však na populace obojživelníků působí i člověk. Často je obtížné odlišit vliv přirozených faktorů (environmentální a demografická stochasticita) od vlivu antropogenně podmíněných faktorů, což ztěžuje vyhodnocování populačních trendů obojživelníků (Meyer et al. 1998). Pro správné pochopení rozdílů působení antropogenně podmíněných a přirozených fluktuací je klíčové získávat datové sady na větší prostorové škále. Tyto sady dat následně podrobit statistické analýze a na jejím základě se pokusit co nejpřesněji odhadnout přirozené a nepřirozené souvislosti (Pechmann et Wilbur 1994; Marsh 2001; Green 2003). Vysledování trendů populační dynamiky má tedy nesporný význam při ochraně přírody, neboť jeho praktickým využitím je spolehlivě napovědět vědcům, případně příslušným orgánům, že konkrétní

pokles v početnosti, či změna struktury populace, neodpovídá běžným přírodním zákonitostem (Pechmann et Wilbur 1994).

Obdobně jako v globálním měřítku, jsou i ve střední Evropě, a tedy i v České republice, obojživelníci považováni za jednu z nejohroženějších skupin organismů. Zásadním a specifickým problémem střední Evropy je však unifikace krajinné mozaiky, jejíž existence je ve vztahu ke komplexním nárokům obojživelníků klíčová. Svůj díl vlivu nese nesporně intenzivní zemědělské hospodaření, ale také například nevhodné úpravy vodních toků, nádrží a dalších vodních rezervoárů (Vojar 2007; Zavadil et al. 2011).

Prostředím mozaikovitě struktury jsou v kontextu České republiky technicky nerekulturnované (sukcesní) hnědouhelné výsyvky, jejichž rozloha dosahuje v současnosti více než 270 km². Dále můžeme připočítat ještě zhruba jednou tak velký prostor tvořený územími rovněž dotčenými těžbou, například manipulační prostory nebo zbytkové jámy (Prach et al. 2015 in Řehounek et al.). Vzhledem k tomu, že současný zákon č. 44/1988 Sb., horní zákon, v platném znění, zakotvuje povinnost rekultivovat až rokem svého vzniku, nachází se na našem území značná část výsypek, které technickou rekultivací nejsou dotčeny. A právě tyto lokality představují pro taxonomické skupiny vázané na variabilní krajinnou mozaiku, významný přínos (Nichols et Nichols 2003; Rathke et Bröring 2005). Sukcesní výsyvky tak mohou sloužit jako dlouhodobá refugia druhů se specifickými nároky, a tím chránit část druhové biodiverzity České republiky (Prach 1987; Tajovský 2001; Sklenička 2004). Sukcesní výsyvky také představují skvělé modelové území pro porovnání jeho environmentálních přínosů ve srovnání nejen s okolní často homogenní krajinou, ale také pro srovnání s výsypkami rekultivovanými, které takového biotického potenciálu často nedosahují (Bejček et Šťastný 1984). Díky možnosti dlouhodobého studia obou typů výsypek je možné kompletovat znalosti využitelné v dialogu, jak s post-těžební krajinou co nejlépe naložit. Právě očekávaný konec těžby hnědého uhlí na našem území již v roce 2033 zintenzivňuje potřebu se touto problematikou zabývat, což jen podtrhuje význam studií soustředících se na tuto problematiku.

Cílem práce je popsat a podrobně analyzovat fluktuace početnosti snůšek modelového druhu, skokana štíhlého, na čtyřech výsypkách Mostecka za období 2005–2021 včetně analýzy počtu obsazených vodních ploch. Konkrétními cíli jsou:

- I. Analýza přítomnosti populačního trendu napříč výsypkami/populacemi a mezi nimi.
- II. Analýza vztahu mezi počtem snůšek a počtem vodních ploch.
- III. Vytvoření distribuční a hustotní mapy druhu na výsypkách, identifikace míst s vyšší populační hustotou.
- IV. Detekce přítomnosti tzv. density-dependence efektu tzn. vyhodnocení hustotní závislosti početnosti snůšek v po sobě jdoucích obdobích.

2. Literární rešerše

2.1 Současné příčiny ohrožení obojživelníků

Úvodem

K březnu 2021 bylo globálně popsáno 8444 druhů obojživelníků. Řád žab (Anura) čítá 7462 druhů, řád ocasatých (Caudata) 767 druhů a řád červorů (Gymnophiona) 215 druhů. Každým rokem jsou popisovány nové druhy. Od roku 1985 se celkový počet uznaných druhů zvýšil o 60 % (Amphibiaweb 2021). Při hlubší úvaze je však tento trend ve skutečnosti znepokojivým zjištěním. Pokud každý rok nacházíme nové druhy a zároveň dochází k masivní degradaci biotopů, například deforestací, lze předpokládat, že neopomenutelná část druhů vyhyne ještě před jejich popsáním, což přináší nejen environmentální ztráty na druhové biodiverzitě. Rovněž zde hrozí vyčlenění potenciálně klíčového taxonu z přirozeně fungující ekologické sítě, přičemž není ničím zaručeno, že vyhynulý druh může být substituován jiným druhem s podobnými traity (funkčními vlastnostmi), díky kterým plní druh v ekosystému nezastupitelnou funkci. Komplexita mnohých ekosystémů není doposud dostatečně prozkoumána, a tak může hrozit kaskádový efekt, který může ve finálním důsledku mít vliv nejen na druhovou strukturu ekosystému, ale potenciálně i na lidskou společnost.

Díky dlouhodobému hodnocení populací obojživelníků bylo zjištěno, že téměř třetina druhů je v blízké době ohrožena bezprostředním vyhubením a že minimálně 42 % druhů prodělává populační úbytek (Lalremsanga 2021). Důležité je také zmínit zjevný nepoměr úbytku obojživelníků ve vztahu k ostatním třídám obratlovců. Obojživelníci patří mezi nejohroženější skupiny a jejich pokles je velmi výrazný (Houlahan et al. 2000; Semlitsch 2003; Stuart et al. 2004; Kiesecker 2011).

Globálně významné hrozby

Tato subkapitola má za cíl popsat příčiny úbytku obojživelníků v globálním měřítku. V této kapitole bude shrnuta problematika příčin ohrožení obojživelníků a jejich populací z pohledu příčin ohrožujících obojživelníky na většině kontinentů.

Degradace biotopů

Při úvahách o ohrožení obojživelníků je třeba brát v potaz jejich požadavky na komplexitu prostředí. Toto je dáno jejich životním cyklem, kdy většina druhů prochází složitým morfologickým vývojem, během kterého jednotlivá stádia, ale také jedinci v rámci jednoho vývojového stádia, obývají různé typy prostředí. K účinné ochraně populací tedy nestačí pouze zajistit ochranu vodních a mokřadních ekosystémů, jakožto reprodukčních biotopů. Důležité je rovněž zachovat v co nejvíce vyhovujícím stavu okolní prostředí, ve kterém nejen adultní stádia často žijí po většinu roku. Pravděpodobně nejzřetelnějším důvodem úbytku populací jsou tedy degradace a změny vhodných stanovišť. Obojživelníci nepatří k antropofóbním druhům, avšak velmi důležité je provádění managementových zásahů nahrazujících přirozené disturbance, které se v člověkem pozměněné krajině nemusejí vyskytovat (Zavadil et al. 2011). U člověkem minimálně pozměněných biotopů se stále vyžaduje co nejmenší míra intervencí do prostředí (Lalremsanga 2021).

Fragmentace prostředí

Významným ohrožením je také fragmentace krajiny. Negativně působí zejména u druhů s komplexními nároky na prostředí a u druhů vytvářející složitější populační struktury, tedy rovněž u obojživelníků. Fragmentace omezuje, či znemožňuje pohyb mezi jednotlivými populacemi, což v dlouhodobém měřítku vede k vymírání jednotlivých populací, například v důsledku stochastických jevů nejrůznějšího charakteru. Pokud populace přímo nevymře, může dojít ke snížení absolutní početnosti, to teoreticky může vést i ke snížení počtů na takovou úroveň, že hrozí projevy „efektu hrdla lahve“, což dlouhodobě poškodí populaci na genetické úrovni. Hrozí pak, že i pokud se v budoucnu vlivem optimalizačních zásahů zvýší konektivita krajiny, konkrétní populace již bude z pohledu genetické diverzity nevratně poškozena. To může mít za následek snížení fitness jedinců v populaci, a ta tak bude náchylnější k úpadku v důsledku synergie dalších negativních vlivů. Během dočasného snížení density populace se může projevit také nebezpečný Alleeho efekt, během něž se projevuje neobvyklá pozitivní hustotní závislost. Menší počet jedinců implikuje další snížení populačního růstu, dochází k extinkčnímu víru (extinct vortex) a populace spěje k zániku (Storch 2021).

Vliv invazních druhů

Obdobně jako i u jiných skupin, také u obojživelníků má tlak vyvolaný invazními druhy v důsledku globalizace značné negativní dopady. Jedním z významných škodlivých rysů invazních druhů je predace jedinců či jejich vývojových stádií u původních populací (Falaschi et al. 2020). Mnoho obojživelníků využívá jako svůj reprodukční biotop často relativně izolované vodní stanoviště a případné narušení nepůvodním predátorem zvenčí může mít za následek kritickou a mezisezóně opakovanou decimaci snůšek, či larválních stádií (Cox et Lima 2006). Přítomnost invazního predátora přitom může nežádoucím způsobem ovlivňovat i aktivitu, či změny chování u původních druhů. Další negativní aspekt, který invazní druhy přinášejí, má povahu konkurence. Jde tedy o situaci, kdy nepůvodní druh disponuje adaptací, která mu umožňuje systematicky vytlačovat původní druh z jeho ekologické niky. Dobrým příkladem by zde mohl být skokan volský (*Lithobates catesbeianus*), který je větší a je introdukovaný ze Severní Ameriky, zejména do západní Evropy. V současnosti působí značným konkurenčním tlakem na původní populace (Ficetola et al. 2007; Bissattini et al. 2019).

Dalším negativním faktorem, popsáným zde okrajově pro ucelení problematiky vlivu invazních druhů, je introgresivní hybridizace. Pro obojživelníky poněkud typičtější než pro jiné skupiny obratlovců. Díky tomuto procesu dochází ke genetickému znečištění původních populací a k nevratné ztrátě jejich genetické unikátnosti (Mooney et Cleland 2001). Jako příklad zde lze uvést introdukci původně italského čolka dravého (*Triturus carnifex*) do původních populací čolka velkého (*Triturus cristatus*) ve Švýcarsku na počátku 20. století. Na některých lokalitách, kam byl čolek dravý introdukovaný, se projevila míra introgresivní hybridizace tak silně, že došlo k úplnému vymizení čistých populací čolka velkého (Dufresnes et al. 2016). Lze předpokládat, že v současném prudce globalizovaném světě se mohou takové příklady opakovat s větší četností. Vážné riziko hrozí v tomto směru endemickým taxonům obojživelníků. Neopomenutelným důsledkem šíření invazních druhů je také riziko přenosu houbových onemocnění ze skupiny chytridiomycet, zejména zástupci *Batrachochytrium dendrobatidis* a *B. salamandrivorans*.

Infekční nemoci

Jak již bylo řečeno, v důsledku globalizačních tendencí dochází zejména v současném století k rapidnímu zvýšení intenzity šíření houbových onemocnění, zejména chytridiomykózy (Martel et al. 2014). Chytridiomykóza však není jediným nebezpečným onemocněním obojživelníků. Další nebezpečné infekční nemoci ohrožující populace obojživelníků jsou různé kmeny iridovirů a ranavirů (Daszak et al. 1999). Houbová onemocnění mohou na původní populace přenášet jiné rezistentní druhy. Tento negativní potenciál se předpokládá například již u výše zmíněného skokana volského nebo u drápatky vodní (*Xenopus laevis*) (Miaud et al. 2016). Obojživelníci však nejsou jedinými přenašeči rizikových houbových onemocnění. Bylo zjištěno, že přenašeči mohou být i invazní druhy raků (Brannelly et al. 2015) či komáři (Gould et al. 2019). Infikace volně žijících populací však není spojena pouze se šířením invazních druhů. Dalším značným nebezpečím je nedůslednost chovatelů ne nutně druhů invazních, avšak například odchycených a dovezených z infikované populace. V případě úniku jedinců, či snad jejich úmyslného vypuštění do volné přírody, mohou tito infikovaní jedinci zanést nákazu do doposud zdravých populací. Právě komerční obchod s tropickými druhy populárními v zájmových chovech mohl z velké části rozšířit houbová onemocnění v evropských státech a zapříčinit znatelné poklesy v populacích mloků rodu *Salamandra* a dalších rodů ocasatých obojživelníků (Fitzpatrick et al. 2018).

Zvýšená úroveň UV-B záření

Zejména v průběhu druhé poloviny 20. století se začaly v atmosféře projevovat celoplanetární změny způsobené antropogenní činností. Tyto změny jsou mimo jiné charakteristické úbytkem stratosférického ozónu, a tedy zesíleným působením ultrafialového záření typu B. Byly provedeny studie zkoumající vliv vyšší intenzity tohoto záření na vývojová stadia obojživelníků. Terénní experimenty prokázaly značné rozsahy v citlivosti různých druhů (Lalremsanga 2021). Přestože se zdá, že dopad záření nepatří ke klíčovým hrozbám, v synergii s dalšími stresory může být jeho negativní účinek na rannější vývojová stadia jedinců určitých druhů podstatný (Keisecker et al. 2001).

Implicitní vlivy synergicky působících hrozeb

V současnosti je čím dál více zřejmé, že mnohé negativní biotické a abiotické faktory působí ve vzájemné součinnosti. Jejich působení se může v jistých případech jednosměrně, či obousměrně posilovat, což může působit značnou měrou na změny v biologické rozmanitosti (Menge 1995; Didham et al. 2007). Rizikem takových skutečností je zejména neprůhledná implicita, která může znemožnit odhalení podstaty úbytku populace. Dobrým

příkladem synergie vlivů je například intenzivní lesní hospodaření v Jižní Karolině v USA, kdy v důsledku nadměrné těžby lesních porostů došlo k rozšíření invazního a vysoce dravého druhu mravence ohnivého (*Solenopsis invicta*), jehož nadměrná přítomnost se negativně projevila na průkazně zvýšené predaci zdejších mloků tímto predátorem (Todd et al. 2008). Dalším zajímavým příkladem je ovlivnění životaschopnosti čerstvě vylíhlých ropuch amerických (*Anaxyrus americanus*) v důsledku modifikace trofických úrovní prostřednictvím invaze silně konkurenční traviny (*Microstegium vimineum*) pocházející z jihovýchodní Asie. Byla provedena studie v Georgii v USA, v níž bylo zjištěno, že invaze a následná dominance traviny na zkoumaných stanovištích způsobila vyšší úspěšnost predaných strategií rezidentních predátorů – pavoukoců vůči původní populaci žab. Bylo prokázáno, že pavouci nejvíce přetrvávali ve sledovaných plochách, ve kterých byla přítomna také invazní travina. Zároveň byla potvrzena nejnižší úspěšnost přežívání ropuch v plochách, ve kterých se hojně vyskytovaly jak pavouci-predátoři, tak invazní travina. Invazí tedy došlo ke kodifikaci trofických vztahů dvou původních a společně koexistujících druhů, jejichž vzájemný ekologický vztah byl díky synergii invaze a nepřírozně zvýšené predace vychýlen z přirozené rovnováhy (DeVore et Maerz 2014). Zajímavým příkladem je případ populací severoamerických ropuch (*Anaxyrus boreas*) vyskytujících se ve vyšších nadmořských výškách na západě Spojených států amerických. Díky poloze biotopů těchto populací hraje roli výška vodního sloupce, jež chrání vývojová stadia před UV-B zářením, které ve vysokých koncentracích efektivně oslabuje embrya před patogenními houbami a infekčními nemocemi. V tomto konkrétním případě se předpokládá, že globální změny klimatu se v oblasti podepisují nižšími vrstvami sněhu v zimě, které na jaře zásobují vodou tůně, jež ropuchy obývají. Nižší výška vodního sloupce pak v kombinaci s už tak antropogenní činností posíleným UV-B zářením oslabuje embryonální stadia, která úspěšně napadá a likviduje parazitická houba *Saprolegnia ferax* (Keisecker et al. 2001). Zatímco v tůních s vodním sloupcem větším než 50 cm mezi snůškou a hladinou byla zjištěna mortalita v důsledku působení patogenní houby 12 %, v mělčinách o hloubce 20 cm mortalita embryí stoupla až na 80 % (Pounds 2001).

Hrozby v kontextu střední Evropy

Ohrožení obojživelníků ve střední Evropě, a tedy i na našem území, má oproti globálnímu charakteru hrozeb jistá specifika. Za zmínku stojí velmi pokročilý vliv fragmentace a s ním související častá neschopnost osídlit nová, byť vhodná stanoviště nebo například vysoká míra eutrofizace v důsledku rozvinutého průmyslového zemědělství. Cílem této subkapitoly je konkrétněji přiblížit specifika problematiky v rámci našich geografických podmínek.

Homogenizace krajinných struktur

Zřejmě nejvýznamnější příčinou ohrožení našich druhů obojživelníků je úbytek vhodných biotopů, respektive degradace krajinné heterogenní struktury. To je do značné části dáno vývojovým cyklem obojživelníků, jejichž zárodečná stádia nejsou kryta vaječnými obaly, tak jako je tomu u blanatých (Amniota) (Gaisler et Zima 2018). Jednotlivci jsou tedy na počátku svého vývoje přirozeně a obvykle bezpodmínečně vázáni na akvatická stanoviště. Po metamorfóze a během následujícího života se sub-adultní a adultní jedinci často pohybují v okolí akvatických biotopů v perimetru stovek metrů až nižších jednotek kilometrů, kde vyhledávají vhodné úkryty a potravu. Obojživelníci jsou tedy specificky závislí na široké paletě typů prostředí, mezi kterými migrují. Právě úbytek kontrastních stanovišť v důsledku politického vývoje a změn technologických postupů při hospodaření v průběhu druhé poloviny 20. století představuje pro mnoho druhů znatelné ohrožení. S termínem homogenizace krajiny souvisí rovněž pokles lokálních drobných disturbancí, které jednak obojživelníkům zvyšují průchodnost krajiny, jednak zajišťují tvorbu úkrytů. Typickým příkladem může být pastva, jejímž prostřednictvím dochází k narušování travního drnu, který pozvolna zarůstá, zatímco jinde je opět narušován. V krajině České republiky disturbance oproti minulému století znatelně změnil charakter. Staly se vzájemně izolovanými a vyskytují se s menší frekvencí, zato však se značnou intenzitou. Rozsáhlé plochy po disturbancích však zarůstají plošně a mají tak mozaikovitý a mezernatý charakter jen určitý omezený čas, poté obvykle nastupuje nevhodná krajinná matrice až do případné další disturbance. Z povahy věci je tento model méně vhodný než mírné lokální, avšak kontinuální narušování (Zavadil et al. 2011).

Vysoušení krajiny

Jádrem problému je již mnohokrát citovaná likvidace, či zánik drobných tůní a jezírek v důsledku hospodářských změn. Kromě jiného docházelo k napřimování přirozených meandrů říčních toků a likvidaci mrtvých ramen řek (Mikátová et Vlašín 2002). Ve snaze navýšení hospodářských zisků došlo také ke změně hydrologického režimu jako takového, v důsledku čehož zanikly i mnohé mokřady, či jiné vlhké biotopy bez permanentního vodního sloupce, které obojživelníkům sloužily, jako migrační a tahové cesty či jako zimoviště. Budování nových rybníků, není často schopno původní stav dostatečně kompenzovat, neboť jejich charakter je obvykle komerční ve smyslu chovu hustotně předimenzované rybí osádky. V takových rybnících je případná obojživelná populace

decimována a její početnost buď stagnuje, nebo klesá. Současná situace tak má nyní často charakter nepříliš vhodných a navzájem izolovaných lokalit (Zavadil et al. 2011).

Eutrofizace vodních biotopů a chemizace prostředí

Citlivost na čistotu a kvalitu prostředí je pro obojživelníky všeobecně typická. Může za to zejména jejich semipermeabilní pokožka, která umožňuje snadnou prostupnost kontaminantů. Potřeba migrace mezi kontrastními typy prostředí také zvyšuje pravděpodobnost kontaktu s kontaminující látkou (Gibson et Freeman 1997; Beja et Alcazar 2003). K chemizaci prostředí docházelo v minulosti zejména v zemědělství, přestože je po roce 1990 patrné omezení nadměrného využívání hnojiv a pesticidů v této sféře, v lesnictví zůstává nadužívání stále problémem. Značné množství druhů obojživelníků přichází vlivem insekticidů o přirozené zdroje potravy, což vede ke snižování jejich populační hustoty. (Mikátová et Vlašín 2002). Nebezpečné je snižování pH a překyselování prostředí, což má vliv na reprodukci, růst a vývin larev i embryí (Horne et Dunson 1994). V kyselém prostředí se také snáze rozpouštějí těžké kovy, které mají rovněž negativní vliv na vývojová stádia (Hartman et al. 1998). Opomenuta nesmí být ani eutrofizace akvatických biotopů prostřednictvím organického znečištění, která může mít velmi drastické důsledky v podobě degradace biotopů (Mikátová et Vlašín 2002). Cílek (2007) definuje eutrofizaci jako zamoření prostředí biologicky aktivními sloučeninami dusíku v podobě amonných solí a nitrátů a dále také fosforu v podobě fosfátů. Nebezpečím eutrofizace je zejména vytlačení rostlinných druhů citlivých na přemíru živin v prostředí, a naopak masivní podpoření druhů nitrofilních. Tato disproporcionální změna zcela změní charakter celého společenstva.

Predační a konkurenční tlaky nevhodného rybářského hospodaření

Ryby se řadí k nejvýznamnějším predátorům obojživelníků. Mnohé druhy predují buď snůšky, nebo larvy. V naší krajině je hustota vhodných vodních biotopů poměrně nízká a vzhledem k veliké nabídce druhového spektra ryb panují snahy zarybnit každou k chovu vhodnou nádrž. Tedy nejen chovné rybníky, ale také všelijaká přírodní jezírka, zaplavené lomy a pískovny, případně soukromé polopřírodní tůňky v zahradách (Zavadil et al. 2011). Rizikovými druhy ryb jsou zejména allochtonní druhy ryb, jako je karas stříbřitý (*Carassius auratus*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) (Vojar 2007) a také sumeček černý (*Ameiurus melas*) (Vojar in verb.). Riziko představuje ale i kapr obecný (*Cyprinus carpio*), který je u nás také nepůvodní a zbytky jeho původní populace se vyskytují v oblasti Dunaje (Hanel 1992). Problémem nejsou jen samotné „nezdravé“ koncentrace rybích obsádek, ale rovněž související management, jako je likvidace litorálních porostů rybáři, nevhodné jarní

vypouštění rybníků, znečišťování spojené s nadměrným jarním vápněním a přehnojováním rybníků či nešetrné odbahňování nádrží. Problémem mohou být i vysoké hustoty kachen divokých (*Anas platyrhynchos*) uměle chovaných mysliveckým sdruženími. Více než 20 jedinců na hektar dokáže spolehlivě decimovat larvy obojživelníků (Vojar 2007).

2.2 Populační dynamika

Úvodem

Jak již bylo zmíněno, pro obojživelníky je typický rozsah fluktuací početností na úrovni řádů. Při vyhodnocování dějů v populacích je důležité nezaměnit přirozené fluktuace početnosti za antropogenně podmíněné a naopak. Předchozí kapitola jasně deklarovala, že antropogenních vlivů působících na obojživelníky je celá řada. Rád bych na předchozí kapitolu navázal popisem mechanismů, jejichž pochopení je klíčem k bezpečnému odlišení přirozených populačních procesů a důsledků lidských zásahů. K rozkódování odlišností jsou potřeba data z dlouhodobě probíhajícího monitoringu (Pechmann et al. 1991). Aby bylo možné odlišit prostřednictvím statistických analýz nepřirozené výkyvy, je zapotřebí nashromáždit rozsáhlé datové sady nejen ve smyslu dlouhodobého monitorování, ale také ve smyslu rozsáhlého prostorového měřítka. Nutno zmínit, že jejich získání bývá časově a zejména personálně náročný, a tedy i finančně nákladný (Storfer 2003). Přesto je to jediný vhodný způsob směřující ke správnému pochopení dynamik v populacích. Protože se tato práce věnuje primárně popisu fluktuací, je tato kapitola pojednávající o významu studia populační dynamiky pomyslným jádrem literární rešerše této práce. Kapitola shrnuje základní pojmy, pojednává o rozdílu mezi demografickou a environmentální stochasticitou a v kontextu populací obojživelníků poskytuje základní vhled do problematiky metapopulační teorie.

Definice populace

Populace je významnou úrovní na pomyslné pyramidě organizace živé hmoty. Významná je tato úroveň právě proto, že se na ní rozhoduje o evoluci daného druhu. Poněkud exaktněji můžeme populaci definovat také jako studovaný systém skládající se z jedinců stejného druhu seskupených do struktur podle věku, vývojového stádia či pohlaví (Tkadlec 2013).

Pointa studia populační dynamiky

Početnosti populací kolísají kolem nějaké průměrné hodnoty v čase i prostoru. Odchyly od průměru označujeme jako fluktuace. Když tyto výkyvy nesou známky nějaké pravidelnosti, díky kterým je možné usuzovat na možnou aplikaci jejich předpovězení, označujeme je jako oscilace. Populace některých druhů jsou poněkud stabilní, jiné fluktuují velmi výrazně (Tkadlec 2013). Značné množství prací naznačuje, že lze vypožorovat alespoň nějaké zákonitosti, podle kterých jde usoudit, jaká bude míra fluktuací u konkrétního taxonu (Connel et Sousa 1983; Ostfeld 1988). Populační variabilita je vyšší u druhů s vyšší plodností (Spitzer et al. 1984), s vyšší predací (Fairweather 1988), zatímco je nižší u organismů polyfágních (Redfearn et Pimm 1988) a dlouhověkých (Connel et Sousa 1983). Změny populační hustoty organismů nejsou ze stochastické povahy prostředí překvapivé. Dalo by se dokonce tvrdit, že populační dynamika je důkazem o jakési vnitřní stabilitě druhu, který je díky svým adaptacím schopný reagovat na vlivy prostředí a v čase udržet svoji existenci. Na druhou stranu existuje také různá míra citlivosti ke změnám v prostředí, která dosahuje u různých taxonů odlišných intenzit, přestože se třeba taxony nacházejí ve stejné lokalitě. I tento parametr je potřeba zohlednit při pokusech o definování vlivu exogenních sil na populace. Zároveň je tato skutečnost lákadlem k možnosti objasnit mechanismy determinující chování studovaných druhů prostřednictvím porovnání jejich populačních dynamik mezi sebou navzájem a zároveň s vnějšími vlivy (Tkadlec 2013). Srovnávání populační variability je ale poměrně zrádné, neboť nese řadu úskalí, která je třeba vyřešit, jak uvádějí například Gaston et McArdle (1994). Proměnlivost může být ovlivněna, respektive zkreslena, například dlouhodobostí studia populací, prostorovým měřítkem, vzorkovacím designem nebo chybou. Způsoby měření a srovnávání populační variability mezi různými populacemi jsou proto stále diskutovány a metody zpřesňovány.

Stručný vývoj studia populační dynamiky

Co je ale skutečnou podstatou fluktuací v populacích organismů? To je otázka, na kterou není tak úplně jednoduché odpovědět a kterou se dostáváme k jádru populační dynamiky. Je důležité zmínit, že první pokusy o popis studovaných fluktuací pracovaly často s deterministickými matematickými modely oproštěnými od stochastických, tedy náhodných vlivů okolí. V úplných počátcích vznikla koncepce exponenciálního, respektive geometrického růstu populací, která chápala onen růst jako multiplikativní proces bez redukčních sil (Malthus 1798). Termín geometrický je pro tuto práci asi poněkud lépe zvolený, neboť přesněji vyjadřuje fakt, že obojživelníci se obvykle líhnou v cyklech,

v jakýchkoli pulsech s poměrně jasnou sezonalitou. Pojem exponenciální by se hodil u organismů s relativně kontinuálním procesem přírůstu nových jedinců v populaci, například u bakterií nebo mšic. Nejde jen o slovíčkaření. Podle toho, jaký princip použijeme je v tomto prvotním jednoduchém modelu použita buďto diferenční rovnice pro růst diskrétní anebo rovnice diferenciální pro procesy kontinuálního charakteru (Tkadlec 2013).

V první polovině 19. století se začal formulovat tzv. regulační paradigmat, který vycházel již z antické koncepce o rovnováze v přírodě a v podstatě dal jasně najevo, že nekonečný růst populací je absurdní. U poněkud exaktnějšího zformulování této myšlenky stál první model regulované populace – logistická rovnice navržená Belgičanem P. F. Verhulstem (1838). Za základní mechanismus regulující růst populací byla v této době považována vnitrodruhová kompetice (Hixon et al. 2002). Snaha popsat tendence omezující růst populací se rozšířila v období před a po první světové válce, kdy se začaly objevovat myšlenky později popsané termínem „dependence density“, tedy závislost na hustotě. Tato myšlenka v podstatě říká, že hustota populací funguje jako zpětnovazebná smyčka ovlivňující populační růst. V souvislosti s ní se vyprofilovaly dvě základní školy, tzv. biotická škola prosazující koncepci, že za regulaci růstu populace stojí zejména biotické faktory. Tato škola vznikla se snahou popsat populační dynamiku hmyzích škůdců snižujících výnosy plodin a jejich populační dynamikou související s vysokými populačními hustotami (Krebs 1994, Kingsland 1995). Zastánci oponentního proudu, tzv. klimatické školy, naopak vycházely z prací, které například prokázaly korelace mezi počasím a fluktuacemi populací (Uvarov 1931), či vliv teploty na plodnost a rychlost vývoje hmyzu (Bodenheimer 1928). Tato škola tedy razila názor, že hlavními mechanismy ovlivňujícími populační dynamiku jsou klimatické vlivy. Spor se vedl zejména o tom, zda odlišovat faktory závislé a nezávislé na hustotě a jak s nimi dále pracovat. Jádrem sporu se staly právě klimatické faktory, které zastánci biotické školy považovali za faktory nezávislé na hustotě. Stoupenci klimatické školy však oprávněně poukázali na fakt, že tyto faktory závislé na hustotě sice nejsou, jejich účinky však ano. V populacích s lišící se hustotou vyvolá stejný faktor, např. vysoká míra sucha, různou míru mortality, neboť v početnější populaci se bude více jedinců nacházet v suboptimálních podmínkách, a to ne nutně v rovnoměrné distribuci z pohledu věkové či pohlavní struktury populace. Myšlenka, že všechny faktory obsahují v nějaké formě komponentu závislosti na hustotě tedy časem převážila (Andrewartha 1957). I přesto, že od druhé poloviny 20. století sílilo přesvědčení, že perzistence populace v čase není bez závislosti na hustotě možná, ještě dlouhou dobu se nedařilo závislost na hustotě v časových řadách abundancí prokázat, (Stiling 1987; Holyoak 1993). Dva vhodné testy, oba založené na náhodném vzorkování dat,

se podařilo objevit až v závěru 20. století. Jedním z nich je randomizační metoda (Pollard et al. 1987) a druhou bootstrapová metoda (Dennis a Traper 1994). Kromě výše uvedených známých metod bylo však vyvinuto mnohem více sofistikovanějších testů (Turchin 1990). Existence hustotní závislosti jakožto deterministického jevu ovlivňujícího růst populací byla následně přijata jako základní axiom v populační dynamice, jako ve vědeckém oboru. Další testování působení její existence se stává nevýznamné (Turchin 1995a). Konsenzem se tedy stalo, že není důležité, zda jsou populace regulovány, ale jakým způsobem jsou regulovány (Hallett et al. 2004; Stenseth et Mysterud 2005).

Současná vědecká komunita syntetizovala poznatky a definovala regulovanou populaci. Populace je regulovaná, pokud její okamžitá míra populačního růstu na jedince je závislá na populační hustotě. V takovém případě populace vykazuje tři znaky (Murdoch 1994, Turchin 1995b, Hixon et al. 2002):

- Populace perzistuje v čase, tzn. dlouhodobě přežívá po mnoho generací.
- Populace je charakterizována dynamickou ohraničeností, tzn. fluktuace početnosti jsou omezené zdola i shora.
- Populace projevuje tendence k návratu, tzn. roste, pokud je hustota pod nosnou kapacitou prostředí a klesá, pokud je hustota vyšší než nosná kapacita prostředí.

Deterministické a stochastické vlivy

Rané modely v populační ekologii jsou vesměs deterministické, neboť předpovídají velikosti populací na základě zjištěných proměnných a definovaných vztahů mezi nimi. Přírodní populace jsou však otevřené dynamické systémy, jejichž dynamika je ovlivňována celými sadami dalších komponent, které nemají jasně daný vztah ke specifickým procesům a proměnným. Dobrým příkladem, který tuto možná dost abstraktní formulaci pomůže konkretizovat, je rozdílná plodnost mezi jedinci. Plodnost může nabývat určitých hodnot ve smyslu zplozených potomků, avšak plodnost mezi jedinci se může lišit v důsledku mnoha příčin. Takové neznámé a nepředvídatelné okolnosti s nejasně dopředu kvantifikovatelnými důsledky označujeme jako stochastické, někdy též nazývané jako „náhodný šum“ (Tkadlec 2013). Význam stochastických proměnných tkví v tom, že mohou generovat fluktuace početnosti, které se někdy mohou jevit obdobné těm fluktuacím způsobeným nějakým deterministickým procesem. Úkolem populačních ekologů je potom správně rozeznat deterministickou a stochastickou komponentu a co nejpřesněji kvantifikovat jejich relativní podíl na studované dynamice. Od přelomu milénia je přitom ve studiu populačních dynamik

kladen velký důraz právě na studium interakcí mezi vlivy závislými na hustotě a vlivy stochastickými (Bjørnstad and Grenfell 2001). Stochastické vlivy můžeme dělit do dvou subkategorií. Na stochasticitu demografickou a environmentální (Tkadlec 2013).

Demografická stochasticita (σ_d^2) je proměnná nějakým způsobem vztažená k určitým vlastnostem jedince nezávislých na vlastnostech jiných jedinců (Tkadlec 2013). Například samice modelového druhu této práce může snést 300 vajíček v jedné snůšce, ale také třeba 900, či 1800 (Nöllert et Nöllert 1992; Solský et al. 2014). Dalším příkladem může být pravděpodobnost přežití jedince. I pokud dosahuje hodnoty 0,5, jedinec buď přežije, nebo ne. Právě takovéto individuální rozdíly jsou nepředvídatelnosti, které nazýváme demografická stochasticita. V dostatečně velkých populacích lze definovat kritickou velikost populace (N_c), nad kterou jde zanedbat vliv demografické stochasticity. Spočítáme jí pomocí vzorce: $N_c = 10\sigma_d^2/\sigma_e^2$. Hodnota určující zanedbatelnost demografické stochasticity se obvykle pohybuje v řádech stovek jedinců, ale může kolísat v rozpětí 10 až 1000 jedinců v závislosti na taxonu (Tkadlec 2013).

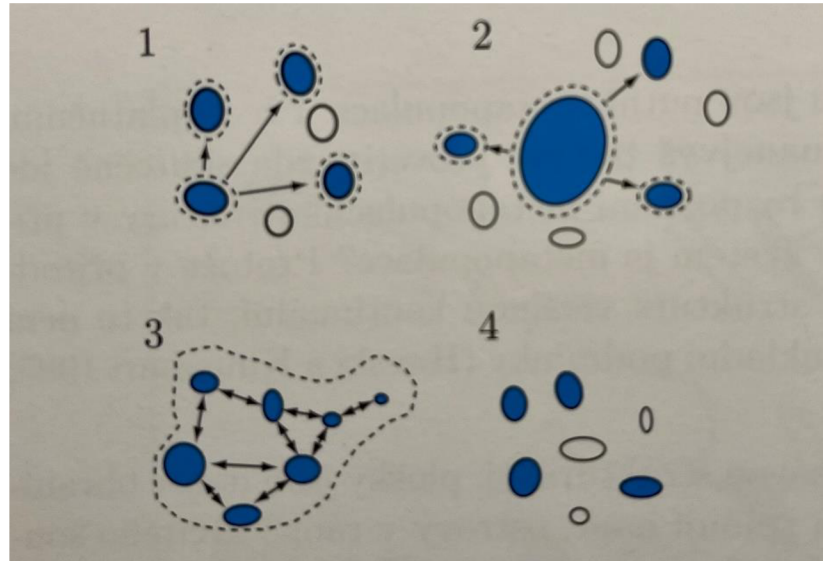
Environmentální stochasticita (σ_e^2) je takový druh náhodných proměnných, které vytváří prostředí, například požáry, povodně, sopečná erupce, únik ropy z rafinerie. Důležitá je opět náhodnost a žádná nebo nízká úroveň předvídatelnosti (Tkadlec 2013). Tradičně býval do této kategorie zahrnut i vliv počasí, což za jistých okolností stále nemusí být při vytváření modelu chybou. Absolutní paradigma v tomto kontextu však bylo rozbito s nástupem indexů měřících klimatickou variabilitu v širším geografickém měřítku – nad kontinenty a oceány. Dobrým příkladem jsou indexy NAO (severoatlantská oscilace) a ENSO (jižní oscilace, také známá jako El Niño). Vzhledem k tomu, že podstatou zde jsou střídající se hodnoty vzdušných mas na protilehlých místech oceánu a s tím související alespoň částečně deterministický tok vzduchu, je pohled na některé klimatické jevy jakožto na absolutně stochastickou komponentu poněkud nepřesný (Stenseth et al. 2003). Velkoplošná klimatická proměnlivost je v současnosti využívána jako velmi významný ukazatel populační změny u mnoha taxonů (Hallett et al. 2004; Stenseth et Mysterud 2005). Zda a jak zařadit klimatické vlivy do modelu tedy v současnosti záleží na měřítku a kontextu.

Metapopulační teorie

U klasických populací je jedním ze základních stavebních kamenů existence závislost na hustotě. I přesto, že hustota abundancí zde může kolísat, a často také kolísá, velké populace jsou vůči vlivům náhodných disturbancí poměrně odolné, neboť se po vychýlení díky zpětnovazebným mechanismům mají tendenci opět přiblížit k ekvilibriu (Tkadlec 2013). V přírodě ale existují i druhy, které utvářejí populace malých lokálních populací, jež často zanikají, případně jsou rekolonizovány. Právě u těchto druhů jsou lokální extinkce častým jevem, přesto se zdá, že v celkovém měřítku nemají na existenci druhu na lokalitě zásadní vliv (Andrewartha et Birch 1954; Fahrig et Merriam 1994). Extinkce malých populací jsou časté právě proto, že náhodné disturbance se projeví mnohem podstatněji na relativním podílu mortality a populaci může dokonce absolutně zredukovat. Vyhynutí malé populace v regionu ale není totéž, jako vymření všech populací daného regionu. Okolní populace stále produkují dostatek kolonizujících jedinců, kteří mohou „mrtvou“, někdy též označovanou jako vakantní plošku znovu osídlit. Konkrétní taxon tak může na lokalitě perzistovat v čase ve formě souboru menších subpopulací, které spolu navzájem komunikují prostřednictvím genového toku, respektive migrujících jedinců. Tato myšlenka je základním konceptem metapopulační teorie (Levins 1969; Hanski 1982; Hanski et Gilpin 1997; Hanski 1999). Samotný termín byl navržen americkým ekologem Richardem Levinsem, který metapopulace definoval jako soubor malých populací propojených rozptylováním jedinců (Levins 1970). Koncepce našla uplatnění v ochraně ohrožených druhů a biologické kontrole populací těchto druhů pomocí matematického modelování (Tkadlec 2013). Lokality obsazené, nebo s potenciálem k obsazení nazýváme jako plošky, kdežto okolní prostředí jako matrix. Povšimnout si jde jisté podobnosti s teorií ostrovní biogeografie. Ta se ale soustředí zejména na popis a studium celých společenstev a jejich dynamiku (MacArthur et Wilson 1967). Jak tedy vlastně poznáme metapopulaci? Ne každá populace s rysy ploškovité struktury je totiž také metapopulace. Odborná komunita se v současnosti shoduje na čtyřech kritériích, které musejí být splněny, abychom mohli metapopulační přístup uplatnit (Hanski et Kuussaari 1995; Hanski 1997).

- Uvažovaná stanoviště mají zřetelnou ploškovitou strukturu. Dobrymi příklady jsou například remízky v zemědělské krajině, soustava jezírek na výsypkách, uskupení mýtin v hustém lesním prostředí (Hanski et Kuussaari 1995; Hanski 1997). V současnosti se však pracuje s využitím metapopulační teorie, také v epidemiologii, a tak lze například za „plošku“ považovat nakaženého jedince v populaci, který je fakticky osídlen patogenem. Vakantními ploškami jsou pak jedinci zdraví, které je možno nakazit. Uzdravení jedince se dá chápat jako extinkce subpopulace patogenu (Harabiš in verb.).
- I ty největší populace musejí mít větší pravděpodobnost extinkce než nulovou. Pokud tomu tak není, dlouhodobá existence populací se dá vysvětlit díky perzistenci velké zdrojové populace, která je však klíčově závislá na nějakém deterministickém faktoru, např. závislosti na hustotě. Takový model je vlastně subtypem v metapopulační teorii označovaný jako „metapopulace pevniny a ostrova“. Nejedná se však o model metapopulace v pravém slova smyslu. Obrat populací neboli množství kolonizací a extinkcí by měla být v každém sledovacím období (např. každý rok) významná (Hanski et Kuussaari 1995; Hanski 1997).
- Plošky nesmějí být vůči sobě extrémně izolované. To tedy znamená, že plošky by měly být v rozptylovací vzdálenosti daného druhu. Pokud by izolovanost byla extrémně velká, hovoříme o subtypu označovaném jako neekvilibrální populace, která ale opět není tradičně chápaným modelem metapopulace (Hanski et Kuussaari 1995; Hanski 1997).
- Populační dynamiky musejí být tzv. asynchronní, tedy svou dynamikou alespoň částečně nezávislé. Pokud by tomu tak nebylo, životaschopnost celé populace by byla odvozena od životaschopnosti subpopulace s nejmenším rizikem vymření. Lokální synchronizace části populací je však přípustitelná (Hanski et Kuussaari 1995; Hanski 1997).

Obrázek 1: Různé typy metapopulačních struktur. (1) klasický typ, (2) typ pevnina a ostrov, (3) plošková populace, (4) neekvilibriální metapopulace, (© Tkadlec 2013). Modrá barva=obsazené, bílá barva=neobsazené.



Výchozím modelem pro matematizaci dějů v metapopulacích je Levinsův model (Levins 1969). V ochranářské biologii v kontextu metapopulací je však klíčové popsat, zda daný druh dokáže na konkrétním území dlouhodobě přetrvávat prostřednictvím ploškové struktury. Některé modely vycházející z Levinsova modelu však nejsou k tomuto dostatečně analyticky přizpůsobeny a hodí se spíše k pochopení kolonizace a extinkce. Jedním z velmi populárních modelů, který byl navržen právě pro simulaci metapopulačních procesů, je tzv. model incidenční funkce. Tento model je navržen tak, aby byl schopen kvantitativních predikcí extinkcí a rekolonizací. Model je schopen zužitkovat jednoduchá data o rozloze plošek, jejich geografických koordinátech a osídlenosti (Hanski 1991; Hanski 1994).

Aplikace metapopulační teorie z pohledu obojživelníků bývá v mnoha ohledech složitá, obzvláště u více terestrických druhů. U této skupiny nelze na dílčí vodní plochy nahlížet pouze jako na plošky, důležitý je i vztah k okolnímu prostředí, neboť řada druhů v něm tráví většinu svého života. Bylo by tak mylné interpretovat si metapopulační teorii pouze jako snahu zajistit vhodný management pouze v rámci vodních biotopů. Naopak se ukazuje, že řada terestrických prostředí je pro obojživelníky velmi významná. V ochranářském managementu by tedy měla být obsažena komponenta péče o suchozemské prostředí. Žádoucí je u mnoha druhů přímo aktivní management směřující k zachování vhodné mozaikové struktury a rozmělnění sukcesních stádií (Marsh et Trenham 2001).

2.3 Dlouhodobé studie obojživelníků

Úvodem

Navzdory zvyšujícímu se počtu zpráv o globálním úbytku obojživelníků existuje jen velmi málo dlouhodobých a komplexních studií snažících se spolehlivě popsat početní trendy populací (Wake 1991). Jedna z metaanalýz poukazuje na fakt, že i s pětiletou řadou dat početnosti může být velmi obtížné vyhodnotit podstatné trendy s patřičnou relevancí (Marsh 2001). Studie musí pro smysluplný popis trendů zahrnovat alespoň deset let. Minimálně po takovou dobu je potřeba popisovat dílčí abiotické a biotické vlivy, abychom měli šanci odlišit stochastické vlivy od působení přirozených fluktuací mnoha druhů obojživelníků (Blaustein et al. 1994; Alford et Richards 1999; Lindenmayer et Likens 2010). Dlouhodobé údaje jsou cenné také pro kontinuální popis změn ve struktuře ekosystémů, což může být využito při ochranném managementu (Hossack et al. 2015; Loman & Andersson 2007). Tato dílčí kapitola slouží především k sumarizaci představy o podobě a způsobu provádění dlouhodobých studií obojživelníků.

2.3.1 Studie popisující přirozené fluktuace

Zajímavou studii provedli například Loman et Andersson (2007). Šlo o popisnou studii, která se snažila, podobně jako například tato práce, popsat populační dynamiky dvou typických druhů Skandinávie, konkrétně ve Švédsku pro případ, že by v budoucnu začalo docházet k úbytku těchto druhů. Vyhodnocována byla populační dynamika skokana ostronosého (*Rana arvalis*) a skokana hnědého (*Rana temporaria*). Oba druhy jsou ve Švédsku dosti hojné a jejich náhlý úbytek by mohl způsobit výrazné změny ve společenstvech, zejména v populacích vyšších konzumentů. Vzhledem k rozsáhlé geografické rozšíření a relativní nenáročnosti na environmentální podmínky je pravděpodobné, že tyto druhy mohou být v budoucnu decimovány značně nespécifickými hrozbami, jako je široká paleta pesticidů, okyselování vodních útvarů či působení nemocí. Pro co nejlepší vyhodnocení takových vlivů je důležité mít nashromážděny co nejkvalitnější údaje o populacích ještě z období, než se nežádoucí indikace projeví, jak upozorňují například Collins et Halliday (2005). Sledováno bylo 120 švédských akvatických biotopů, převážně šlo o útvary se stojatou vodou. Útvary byly sledovány po dobu až sedmnácti let (Loman et Andersson 2007). Autoři ve své studii uvádějí, že u skokana ostronosého se za dobu monitoringu podařilo prokázat pozitivní trend v populacích. U skokana hnědého nebyl jakýkoliv trend prokázán. Fluktuace u obou druhů

byly poměrně značné. U skokana ostronosého běžně přesahovaly dva řády. U trvalých lokalit nebyl zcela prokázán pozitivní trend, avšak u lokalit dočasných byl prokázán trend negativní. Celkově byly více preferovány lokality trvalejšího charakteru. Lokality s okolním prostředím typu pastvin vykazovaly pozitivní trendy v nárůstu. Naopak u lokalit s okolním prostředím typu les nebyl prokázán žádný trend.

Berven (1990) provedl zajímavou studii v USA na skokanu lesním (*Rana sylvatica*). Během studie bylo zjištěno, že v rámci pouhých sedmi let sledování populace kolísala abundance desetinásobně a početnosti mláďat až stonásobně. Ze studie vyplynulo, že populace byla ovlivňována faktory závislejšími na hustotě, které ovlivňují míru přežívání larev. Hustota adultní populace také negativně ovlivňovala objem snůšek. Přežívání populace dospělců bylo pozitivně ovlivňováno vyšší hodnotou srážek. Rozmnožování schopného věku se v průměru dožívalo 2,3 krát více samců než samic, ale po dosažení dospělosti se poměr přežití samců a samic výrazně nelišil. Autor uvádí, že vliv v rozdílu přežívání nedospělých jedinců hraje především to, že samice dospívají o rok později než samci. Míra přežití byla vyšší u jedinců, kteří metamorfovali brzy a byli nadprůměrně velcí. Větší subadultní jedinci dospívali dříve a byli větší i v dospělosti.

Další relativně dlouhodobá studie, která se pokoušela popsat procesy populační dynamiky, trvala dvanáct let a odehrávala se na lokalitě Rainbow Bay v USA. Studijní lokalitou byla vodní nádrž upravená v minulosti lidským působením. Rozlohou čítala jeden hektar s průměrnou hloubkou 1,04 metru. Autoři se snažili v průběhu studie izolovat veškeré možné antropogenní vlivy na probíhající procesy populační dynamiky u čtyř sledovaných druhů obojživelníků. Sledovanými druhy byly axolotl mramorovaný (*Ambystoma opacum*), axolotl krtkovitý (*Ambystoma talpoideum*), axolotl tygrovaný (*Ambystoma tigrinum*) a rosnička hrabavá (*Pseudacris ornata*). U druhů byla prokázána velmi významná míra přirozených fluktuací. Výkyvy v početnosti samic se meziročně lišily o tři řády. Rozdíly u rekrutmentu (potomstva) se lišily až o pět řádů. Poměr pohlaví v dospělé populaci byl dlouhodobě ustálen na hodnotě 1:1. Proto se v pozdějších letech sčítaly již jen samice. Kolísání početností bylo u všech sledovaných druhů významné, ale navzájem mezi sebou významně nekorelovalo. Běžně se stávalo, že v průběhu suchých let bylo vynecháno rozmnožování. Podle autorů byla prokázána silná korelace mezi početností populace a hydroperiodou nádrže. Ta byla v oblasti závislá zejména na srážkách. Autoři pozitivní korelaci vysvětlují mimo jiné i tím, že dostatek srážek výrazně zvlhčil okolí nádrže a výrazně zvýšil perimetr vhodný pro lov potravy, což se promítlo do množství energie vynaložené na tvorbu vajec. V případě Rainbow Bay se dle autorů nepodařilo prokázat žádné jiné vlivy na

fluktuace populací než ty klimatické, zejména šlo o srážky. Autoři ale připouštějí, že to neznamená, že neexistují (Pechmann et al. 1991).

2.3.2 Studie popisující působení antropogenních vlivů

Již v průběhu sedmdesátých let minulého století panoval mezi vědci konsenzus, že pokud bude trend v oblasti emisí dále pokračovat, planeta se výrazně oteplí (Peterson et Thomas 2008). Na konci osmdesátých let se širší odborná veřejnost začala shodovat, že důsledky lidmi způsobeného globálního oteplování jsou přímo pozorovatelné (Sinclair 2018). Opravdu zneklidňující je především rychlost onoho oteplování, která je pravděpodobně desetkrát vyšší, než cokoliv doposud zaznamenané (Diffenbaugh et Field 2013). Změna klimatu se projevuje působením na fenologii mnoha druhů. Brian et al. (2010) se svou studií navázali na své kolegy s výzkumem obojživelníků na lokalitě Rainbow Bay (Pechmann et al. 1991). Ve studii byla provedena analýza dat ze třicetiletého monitoringu. Sledováno bylo 10 druhů obojživelníků. Sběr údajů probíhal pomocí tahových zábran, kterými byla obehnaná studovaná plocha a byly zaznamenávány jedinci v obou směrech tahu. Hlavní přínos studie tkví v prokázání změny období tahu v pozdějších letech studie u čtyř z deseti studovaných druhů. Posun v pozdějších letech studie se u různých druhů měnil různě. Obvyklá doba načasování reprodukce se posunula u různých druhů o 15 až 76 dní. Posun pozitivně koreloval se zvýšením lokálních nočních teplot v průběhu rozmnožování. Autoři uvádějí, že jejich studie prokazuje důležité změny ve fenologii obojživelníků v důsledku globální změny klimatu (Brian et al. 2010).

Mimořádně hodnotná meta-studie se týká vyhodnocování úmrtnosti obojživelníků silniční dopravou. Studii vypracoval Beebee (2013) a provedl v ní analýzu 34 recenzovaných prací publikovaných od roku 1973 z pěti kontinentů. Studie analyzuje vliv silniční dopravy za více než čtyřicet let a kvantifikuje vlivy ohrožení, které se v současné době, díky stále více se zvyšující fragmentaci, stávají významnější než kdy dříve. Dodnes není také absolutně jisté, za jakých okolností odráží monitorovaná úmrtnost na silnicích přirozené populační dynamiky a kdy je spíše dynamika úmrtností na silnicích výrazně ovlivněna (Beebee 2013). Existují studie, které se snaží využít úmrtnost na silnicích k extrapolaci populačních hustot celých populací. To je možné právě díky vlastnostem, jako je například snadný sběr dat a v případě odstraňování jedinců také absence metodologické chyby v podobě násobného započítávání stejných jedinců (Meek 2021). Sběr dat ve studiích vyhodnocujících úmrtnost

obojživelníků na silnicích se provádí buď pěšími pozorovateli či autem, přičemž monitoring pomocí automobilů vykazuje vysokou míru chybovosti a příliš se nedoporučuje (Langen et al. 2007; Gerow et al. 2010). Autory některých studií je dále uvedeno, že díky různým vlivům, jako je počasí či mrchožrouti, je potřeba při sčítání uhynulých jedinců extrapolovat počty 1,5 až 15násobkem sečtených jedinců k získání skutečné hodnoty mortality na silnicích (Hels et Buchwald 2001; Langen et al. 2007). Celkově údaje napříč studiemi v meta-analýze potvrdily významný vliv silniční dopravy na abundance populací obojživelníků v okolí frekventovaných silnic (Beebee 2013). Hels et Buchwald (2001) vyhodnocovali míru přežití u evropských druhů obojživelníků ve vztahu k hustotě dopravy a zjistili, že na nejrušnějších silnicích (>1000 vozidel/hodinu) se úmrtnost během tahu blíží hodnotě 100 % migrujících jedinců. Na základě studie o axolotlu skvrnitým (*Ambystoma maculatum*) provedené v New Yorku se zjistilo, že každoroční úmrtnost v důsledku dopravy převyšující 10 % může vést k dlouhodobému poklesu populace (Gibbs et Shriver 2005). Mikátová et Vlašín (2004) zase konstatují, že pokud meziročně zahyne pod koly aut 25 % a více jedinců z populace, je velmi pravděpodobné, že časem dojde k jejímu zániku. Asi nejefektivnějším opatřením z pohledu cena/výkon je soustředit trvalé zábrany s propustky do míst intenzivních tahových cest (Beebee 2013).

V nížinných lentických biotopech na západě Spojených států v údolí Willamette v Oregonu byla provedena pozoruhodná studie zkoumající vliv invazních druhů, jakožto nepřímého antropogenního vlivu na populace původních druhů obojživelníků. Autoři této studie (Rowe et al. 2019) zkoumali po dobu 12 let vliv skokana volského a také vliv několika taxonů nepůvodních ryb z čeledí Centrarchidae a Ictaluridae. Studie probíhala na 38 mokřadních lokalitách. Byl hodnocen vliv invazních taxonů a také vliv typu stanoviště v interakci s původními druhy obojživelníků. K analýze byl použit více druhový dynamický model zohledňující obsazenost lokalit. Bylo prokázáno, že přítomnost invazních druhů ryb byla negativně korelována s procentem emergentní vegetace. Přítomnost většiny původních druhů obojživelníků byla 2 až 6 krát nižší na lokalitách osídlených invazními druhy ryb oproti lokalitám bez nich. Dále bylo prokázáno, že původní druhy obojživelníků mohou na lokalitách úspěšně koexistovat se skokany volskými v závislosti na příhodných stanovištních podmínkách. Studie naznačuje, že význam charakteru lokality se pro původní obojživelníky relativně zvyšuje v případě přítomnosti invazního konkurenta – skokana volského. Vhodná stanoviště mohou velmi účinně kompenzovat negativní vliv invazních druhů. Původní druhy reagovaly na přítomnost skokanů volských s různou intenzitou. Pokud se nepůvodní druhy ryb a skokani volští vyskytovali na lokalitách společně, jejich negativní vliv na původní

populace některých druhů působil kumulativně. Autoři uvádějí, že díky délce datového souboru byli schopni poměrně přesně vyhodnotit stabilitu studovaných populací. Přestože byly prokázány negativní vlivy invazních druhů, původní populace jsou dlouhodobě schopné se s nimi vyrovnávat (Rowe et al. 2019).

Tabulka 1: Shrnutí některých výše popsanych dlouhodobých studií obojživelníků. Napříč posledními třemi dekádami je patrná absence studií prováděných na rozsáhlejší prostorové škále, byť jsou některé studie poměrně dlouhodobé.

autorství	modelový druh	rozloha studovaného území	doba trvání monitoringu
Loman et Andersson (2007)	<i>Rana arvalis</i> <i>R. temporaria</i>	120 tůní	až 17 let
Berven (1990)	<i>Rana sylvatica</i>	2 tůně (30 a 20 m v průměru)	7 let
Pechmann et al. (1991)	<i>Ambystoma opacum</i> <i>A. talpoideum</i> <i>A. tigrinum</i> <i>Pseudacris ornata</i>	jeden rybník (rozloha 1 ha)	12 let
Brian et al. (2010)	viz předchozí řádek + dalších 6 druhů	jeden rybník (rozloha 1 ha)	30 let
Rowe et al. (2019)	<i>Pseudacris regilla</i> <i>Rana aurora</i> <i>Taricha granulosa</i> <i>Ambystoma gracile</i> <i>A. macrodactylum</i>	38 mokřadních lokalit	12 et

3. Metodika

3.1 Popis modelového taxonu

Tato kapitola podává základní přehled o biologii a ekologii modelového taxonu, skokana štíhlého. Je dělena do čtyř dílčích podkapitol, kterými jsou: deskripce a morfologie, reprodukce a vývoj, nároky na prostředí. V poslední kapitole je popsáno zimování a migrace k reprodukčnímu biotopu.

Deskripce a morfologie

Skokan štíhlý obvykle dorůstá do délky 7,5 cm (Moravec 2019). Délka těla zpravidla nepřesahuje devět centimetrů (Baruš et Oliva 1992). Samice dosahují větších průměrných délek než samci. Záměna je možná se skokanem hnědým, avšak skokan hnědý je obvykle mohutnější než skokan štíhlý. Od skokana hnědého se skokan štíhlý odlišuje zešpičatělým čenichem (Diesener et Reichholf 1997), absencí skvrn na bříše (Vojar in verb.), větším ušním bubínkem a také vyšším vnitřním metatarzálním hrbolem. Od skokana ostronosého se pak odlišuje větší průměrnou délkou nohou a robustnější stavbou těla (Moravec 2019). Od nosních otvorů se přes zřetelné tympanum a přes oko táhne černohnědá spánková skvrna (Baruš et Oliva 1992). Duhovka očí má obvykle celou horní polovinu zlatavě zbarvenou. Končetiny jsou poměrně dlouhé a na spodní straně chodidel má tento obojživelník nápadně vystouplé subartikulární neboli prstové hrboly (Diesener et Reichholf 1997). V porovnání se všemi našimi suchozemskými skokany má skokan štíhlý nejmenší variabilitu ve zbarvení povrchu těla. Vrchní strana těla je světle hnědá, žlutohnědá, někdy s narůžovělými odstíny. Boky jsou sametově bílé, někdy působí až nažloutle, v oblasti třísel často žluté. Hrdlo je bílé, občas s šedivou pigmentací. (Maštera 2016). Zajímavostí je, že nevytváří žádné poddruhy, na rozdíl od ostatních druhů z rodu *Rana*.

Obrázek 2: Skokan štíhlý, modelový druh této práce (© Moravec 2019).

Reprodukce a vývoj

Podle dosavadních poznatků jsou pro reprodukci tohoto druhu vhodné především vodní plochy s minimálním zarybněním a rozsáhlejším litorálním pásmem. Jako příklady vhodných biotopů v České republice lze uvést návesní rybníky bez intenzivní rybí obsádky, opuštěné pískovny, tůně, staré zatopené lomy, slepá říční ramena nebo třeba jezírka na výsypkách (Maštera et al. 2016). K páření a naklazení snůšek dochází v březnu a dubnu. Páření trvá přibližně dva týdny (Diesener et Reichholf 1997). Prvotním vývojovým stádiem je kulovitý shluk vajíček, který samice naklade obvykle ke stéblům vodních rostlin. Snůška je prakticky vždy propíchnuta stéblem, lodyhou či větvičkou nějaké vodní byliny nebo dřeviny. Vertikálně se shluky vyskytují od hladiny až přibližně do půlmetrové hloubky. Specifické je kladení vajíček odděleně do jakýchsi pomyslných teritorií s rozstupem od ostatních snůšek. Dochází k tomu proto, že samec si ještě několik dní po oplození nakladené snůšky hájí „svůj“ prostor. V blízkém okolí tak nemá možnost naklást jiný jedinec a čerstvě vylíhnutí pulci díky tomu nejsou vystaveni značné vnitrodruhové konkurenci (Vojar in verb.). Čerstvě po naklazení jsou vajíčka spíše dvojbarevná. Vrchní část je tmavší. Pravděpodobně jde o evoluční mechanismus, který pomáhá vajíčkům vstřebávat více slunečního záření a v podstatě snižuje albedo snůšky, takže se vajíčka mohou rychleji vyvinout, což zvyšuje jejich šance na přežití. Pokud bychom pozorovali vajíčka ode dna nádrže, lze si povšimnout, že jejich spodní část je podstatně světlejší až bělavá. I zde má toto zbarvení svůj význam.

Světlá barva při pohledu ze spodu lépe splývá s vodní hladinou a zvyšuje tak šanci, že si snůšky nevšimnou vodní predátoři. S postupem času snůšky stoupají k hladině a jejich zbarvení získává monotónnější vzhled. Rosolovité obaly vajíček jsou od sebe vzájemně rozlišitelné (Zwach 2013). Průměr vajíčka včetně rosolovitého obalu je 8–12 milimetrů. Počet vajíček ve snůšce se pohybuje od 300 do 1800 kusům (Nöllert et Nöllert 1992). Solský et al. (2014) konstatuje, že počty vajíček na snůšce se pohybují od 200 až do 3300 kusů, přičemž početnosti nad 2000 jsou vzácné.

Obrázek 3: Snůška skokana štíhlého přichycená k vodní vegetaci (© Maštera 2016).



Průměr snůšky bývá většinou 8–15 centimetrů. Vývoj vajíček skokana štíhlého je poměrně dlouhotrvající, přibližně dvakrát delší než u zbylých dvou zástupců rodu *Rana* – skokana hnědého a ostronosého (Maštera et al. 2016). Zejména relativně dlouhá délka vývoje vajíček u tohoto druhu byla důležitým faktorem při výběru skokana štíhlého jako modelového taxonu této práce. Inventarizace počtu snůšek na stovkách vodních ploch v praxi zabere přibližně 7–15 dní a skokan štíhlý je tak v kontextu sledovaných výsypek vhodným druhem, neboť inkubační doba jeho snůšek je dostatečně dlouhá pro provedení terénního sčítání (Vojar in verb.).

Obrázek 4: Detail pulce skokana štíhlého (© Maštera 2016).

Pulci skokana štíhlého jsou hnědě zbarvení, jejich tělo je protáhlé s dýchacím otvorem na levém boku a s ploutevním lemem bez mřížkovité struktury, který je oble zakončen. Pulci skokana hnědého a ostronosého nemají tak vysoké horní ploutevní lemy (Maštera et al. 2016). Pulci mohou metamorfovat již v polovině června, obvykle se ale vývoj prodlužuje (Moravec 2019). K metamorfóze dochází nejčastěji koncem června, skokani dosahují pohlavní dospělosti po dvou až třech letech (Diesener et Reichholf 1997). Těsně před metamorfózou dosahují pulci celkové délky do šesti centimetrů (Maštera et al. 2016).

Tabulka 2: Období výskytu snůšek a larev skokana štíhlého (© Maštera et al. 2016).

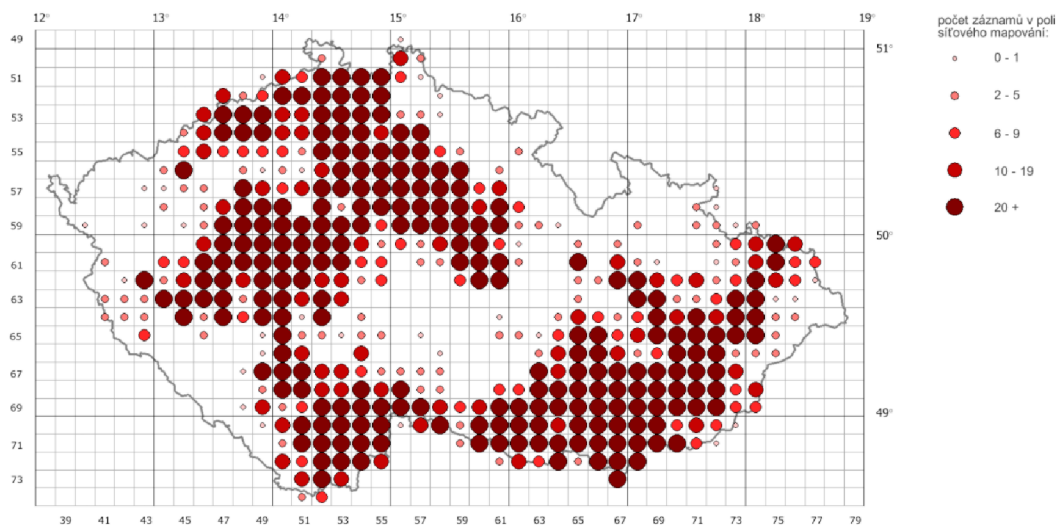
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
snůška												
larva												

	hlavní období výskytu snůšek		hlavní období výskytu larev
	období méně častého výskytu snůšek		období méně častého výskytu larev

Nároky na prostředí

Skokana štíhlého můžeme nalézt od nížin až po pahorkatiny v nadmořské výšce okolo 650 metrů. Hojně může být zastoupen v povodích větších řek a jejich přítoků. Jde však o poměrně ekologicky plastický druh, a proto není problém na něj narazit v okolí menších rybníků či potoků. Mezi areály s těžištěm jeho výskytu u nás počítáme centrální Čechy, jižní a centrální Moravu, Olomoucko, Mosteckou pánev, střed Libereckého kraje a východní část kraje Jihočeského. Menší populace jsou situovány i jinde po našem území (obr. č. 5).

Obrázek 5: Rozšíření skokana štíhlého v ČR, aktualizováno 2022 (© AOPK ČR, Nálezová databáze ochrany přírody, podkladová data ČUZK).



Skokan štíhlý není příliš náročný na reprodukční biotopy. Rozmnožuje se v podstatě ve všech typech nádrží, podobně jako např. ropucha obecná (*Bufo bufo*). Je však významněji vázán na přítomnost vodní vegetace. Mírně tekoucí vody využívá ke kladení snůšek jen zřídka. Z terestrického prostředí upřednostňuje stanoviště, které mají lesostepní charakter. Jeho vhodným prostředím jsou zejména teplé a slunné stráně a louky s keřovým porostem. Do jisté míry mu nevádí ani vysoušení krajiny (Mikátová et Vlašín 2002). Dále preferuje světlé listnaté lesíky a háje. Za deště ho lze nalézt na vlhkých loukách. Narazit na něj můžeme běžně i v lužních lesích. Ve střední Evropě se tento druh dříve nevyskytoval tak hojně, jako skokan hnědý (Diesener et Reichholf 1997). V současnosti je však početnost skokana štíhlého na vzestupu a současně skokan hnědý silně ubývá (Zavadil et al. 2011). Vhodným biotopem se zdají být rákosiny eutrofních stojatých vod. Více k tomuto stanovišti lze nalézt v Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2010). Vyhýbá se hustým smrčinám do věku dvaceti let. Prostorová i potravní nika tohoto druhu je relativně rozsáhlá. Potravu tvoří zejména členovci, často zástupci řádu brouci, dále pak červi, někdy také plži, které skokan loví na zemi v bylinném porostu nebo ve spadaném listí. V průběhu léta opouští úkryty za vlhka, často po dešti a v noci, během které loví svou potravu (Diesener et Reichholf 1997).

Obrázek 6: Areál rozšíření skokana štíhlého v Evropě, aktualizováno 2022 (© Amphibiaweb, podkladová data GoogleMaps).



Zimování a migrace k reprodukčnímu biotopu

Po skončení vegetační sezóny se skokan štíhlý připravuje k zimování, které probíhá na souši, tak i ve vodě. Jako suchozemské prostředí pro zimování využívá zejména vlhké až mírně zavodněné terasy. Jako velmi vhodný biotop pro zimování se dle Doležalové (2007) jeví lužní lesy. Zejména pak podjednotky, jako jsou jasanovo-olšové luhy či luhy nížinných řek (Chytrý et al. 2010). Část samců zimuje obvykle v bahně na dně nádrží a ihned po ukončení hibernace obsazují vokalizační stanoviště (Baruš et Oliva 1992). Toto chování jim poskytuje konkurenční výhodu oproti jiným samcům, kteří zimují na souši. Ti musejí po ukončení hibernace k reprodukčnímu biotopu migrovat, čímž ztrácejí cenný čas na rozmnožování (Vojar in verb.). Skokan štíhlý končí zimování a začíná rozmnožování nejčasněji ze všech našich žab. První snůšky můžeme nalézt již v první dekádě března (Moravec 2019). Juvenilní jedinci ukončují zimování později než dospělí. Po nalezení vhodné nádrže samička naklade snůšku a poté místo bezprostředně opouští. Zajímavostí je, že samce lze v okolí vody zastihnout ještě několik týdnů po rozmnožování. Juvenilní jedinci se zase v průběhu roku rádi zdržují v mělkých vodních plochách (Baruš et Oliva 1992). Hlavním obranným mechanismem před predátory během tahu k reprodukčnímu biotopu i během zbytku roku je kamufláž a schopnost relativně agilního pohybu (Diesener et Reichholf 1997).

3.2 Popis studovaných výsypkových ploch

Severočeská uhelná pánev a její vývoj

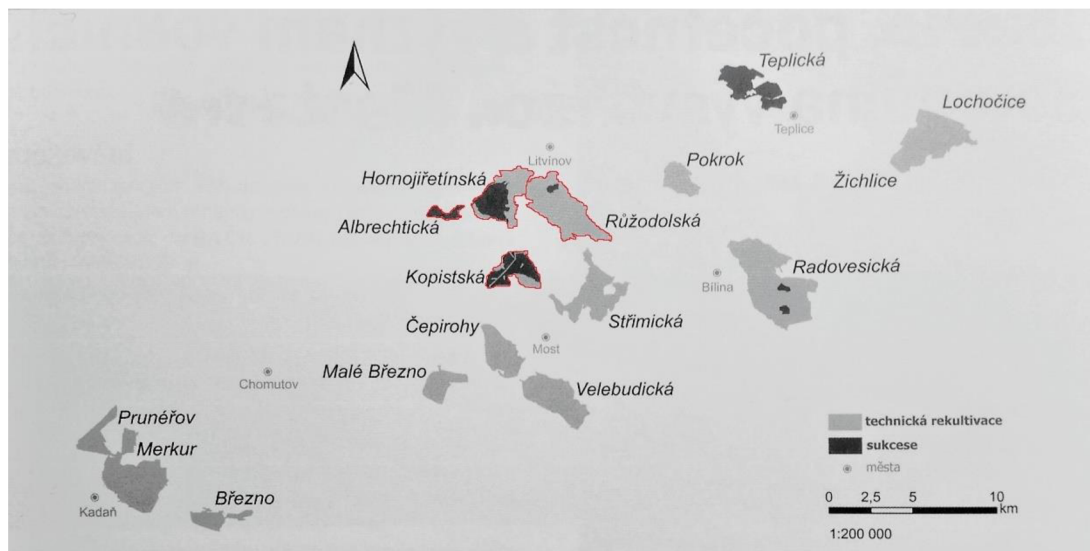
Geomorfologický útvar označovaný jako Mostecká pánev je třetihorním reliktem. Jde o rozsáhlou terénní depresi mezi Krušnými horami a Českým středohořím v nadmořské výšce 260–300 metrů (Prach 2012 in Jongepierová et al.). Vyplňování tohoto geologického útvaru sedimentárním materiálem se datuje převážně do období miocénu, nejdelšího období kenozoika. Zhruba před dvaceti miliony let se v pánvi nakupilo přibližně pět set metrů organické hmoty, jílu a písku. Téměř v celé pánvi je vytvořena poměrně kontinuální hnědouhelná sloj, která se v jednotlivých částech liší svou mocností. V oblastech, ve kterých byl třetihorní močál napájen vodními toky je hnědouhelná sloj potlačena sedimentárními nánosy jílu a písků, které v těchto částech svou mocností mnohdy dominují. Tento jev se nejvíce projevuje v tzv. žatecké deltě. V místech, která nebyla tolik ovlivněna přínosem sedimentů, se vytvořila víceméně souvislá hnědouhelná vrstva o mocnosti 10–30 metrů, výjimečně i 50 metrů. Rozloha pánve dosahuje přes 1000 km² a fosilní paliva jsou zde těžena ve čtyřech povrchových lomech (Chlupáč et al. 2002).

Výsypkové plochy severočeské uhelné pánve

Výsypky jsou velmi rozsáhlé geomorfologické útvary sypané zeminy. Vyplňují podstatnou část podkrušnohorské pánve. Zemina je zakladači vrstvena do víceméně pravidelných, avšak vertikálně značně členitých etází. Členitý reliéf podmiňuje heterogenitu prostředí, a tak není divu, že jsou výsypky zpravidla spontánně osidlovány organismy z okolní krajiny. Zejména v terénních depresích vzniklých mezi sypanými pásy dochází k zadržování srážkové vody (Vojar et al. 2018 in Jongepierová et al.). Děje se tak v důsledku špatné propustnosti podloží, které je tvořeno třetihorními jíly, místy také propustnějšími vulkanickými pyroklastiky a písky (Prach et al. 2015 in Řehounek et al.). Kromě zmíněných zatopených depresí dochází ke vzniku hydrických biotopů také u paty výsypek, kde je voda vytlačována na povrch obrovským tlakem nasypaného tělesa. Tyto vodní biotopy hrají zásadní roli při osidlování výsypky druhy z okolní krajiny. Slouží totiž jako tzv. nášlapné kameny. Výše položené partie nasypaných pásů výsypky mají naopak spíše xerothermní charakter. Biologická diverzita terestrických i mokřadních biotopů je tedy značná. Ke zvyšování diverzity napomáhá také skutečnost, že se na výsypce samovolně vytváří ve stejný čas široká paleta různých sukcesních stádií, které volně přecházejí jedno v druhé. Nevhodně provedené technické rekultivace však mohou tyto přirozené procesy potlačovat, či zcela

zastavit. Kromě výše zmíněných skutečností se ve výsypkovém materiálu nacházejí zajímavé fosilní záznamy. I tento fakt přidává výsypkám na jejich přírodovědné hodnotě (Vojar et al. 2018 in Jongepierová et al.). Sčítání snůšek skokana štíhlého probíhá na čtyřech výsypkách v Mostecké pánvi (Hornojiřetínská, Kopistská, Růžodolská, Albrechtická). Proto je následující popis zaměřen na tyto konkrétní výsypky.

Obrázek 7: Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve. Zvláště jsou vyznačeny technicky rekultivované (šedě) a sukcesní (černě) výsypky. Na červeně ohraničených výsypkách je dlouhodobě prováděn monitoring snůšek skokana štíhlého (© Doležalová et al. 2012, upraveno).



Albrechtická výsypka

Jedná se o výsypku menší rozlohy s celkovou rozlohou 85,89 hektarů (Vojar et al. 2012), která se nalézá na jihozápad od Horního Jiřetína a na jih od obce Černice. Orientační střed výsypky leží na souřadnicích N 50°33.71687', E 13°31.99467'. Výsypka leží v nadmořské výšce 250–280 metrů. Dospána byla v padesátých letech 20. století a jde o jednu z nejstarších výsypky u nás, na Mostecku zřejmě nejstarší. Její jižní část byla později znovu přetěžena lomem ČSA, od kterého současnou Albrechtickou výsypku odděluje přibližně čtyřicetimetrový sráz. Na severu výsypky se nalézá Černický rybník a na východě výsypka Obránců míru. Na západ od Albrechtické výsypky leží úpatí Krušných hor, avšak před ním se nalézá pozemní komunikace spojující obce Černice a Jezeří (Doležalová 2007). Část výsypky byla rekultivována v roce 2016, kdy zanikla i část monitorovaných jezírek. Z kategorie biologických rekultivací byla aplikovaná rekultivace lesnická. Značná část plochy, však byla ponechána sukcesi (Vojar et al. 2012). Ze vzrostlých dřevin zde lze nalézt obdobné druhy jako na výše popisovaných výsypkách. Při okraji výsypky se nalézá lužní biotop. Táhne se podél Černického potoka, který napájí Černický rybník. Na výsypce se samovolně vyvinulo několik desítek jezírek a podmáčených ploch (Doležalová 2007).

Hornojiřetínská výsypka

Hornojiřetínská výsypka leží na jihozápad od Litvínova a jihovýchodně od obce Horní Jiřetín. Přibližný střed výsypky najdeme na těchto souřadnicích: N 50°34.38415', E 13°34.57473'. Výsypka leží v nadmořské výšce 240–270 metrů. Byla nasypána v šedesátých letech minulého století. Rozloha činí přibližně 704 hektarů, z čehož je téměř 353 ha výsypky ponecháno bez rekultivačních zásahů (Vojar et al. 2012). Na severozápadu a severu výsypky se rozkládá extravilán města Litvínova. Severovýchodně se nalézá výsypka Růžodolská. Východně a jihovýchodně pak komplex chemických závodů. Růžodolská výsypka a chemické závody jsou od Hornojiřetínské výsypky odděleny dopravním koridorem Most–Litvínov a také železniční tratí. Na jihu sousedí Hornojiřetínská výsypka s výsypkou Obránců míru. Odděluje je však od sebe silnice třetí třídy a Jiřetínský potok. Na jihozápadě pak výsypka sousedí s intravilánem obce Horní Jiřetín. Na západě výsypky lze nalézt měkký luh potoka Loupnice, který je spojen s bukovými porosty Krušných hor prostřednictvím pásu luk a lesů. Právě tento pás je však fragmentován silnicí třetí třídy, která vede z Litvínova–Janova do Horního Jiřetína. Silnice je však na několika místech prostupná, neboť jsou pod ní vedeny propustky.

Technická rekultivace probíhala zejména v jižní a východní části výsypky, avšak většina území nebyla technicky upravena. Výsypka byla zalesněna jen v některých místech. Velká část však osázena nebyla a na těchto plochách nyní probíhá samovolná sukcese, v jejímž důsledku se zde vyvinula společenstva lesostepního charakteru, které determinuje především třtina křovištní a nálety dřevin, zejména břízy pýřité (*Betula pubescens*), bezu černého (*Sambucus nigra*) a ostružiníku obecného (*Rubus fruticosus*). Dominantními dřevinami v zalesněných enklávách výsypky jsou olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), bříza pýřitá, dále pak javor jasanolistý (*Acer negundo*), topol osika (*Populus tremula*) a trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), místy byly vysázeny skupiny modřínů opadavých (*Larix decidua*) a dubu letního (*Quercus robur*). Relativně členitý reliéf výsypky způsobil samovolný vznik velkého množství (řádově stovek) jezírek s velmi rozdílnými parametry. Dosahují rozlohy od několika čtverečních metrů až po několik tisíc čtverečních metrů. Ty největší byly v některých případech vytvořeny během rekultivací, avšak většina vznikla samovolně. Nejvíce jezírek vznikalo v centrální části výsypky, neboť horniny zde nasypané nebyly intenzivně zarovnané během technické rekultivace. Většina jezírek má v současnosti silně vyvinutý litorální porost rákosu obecného, nicméně lze narazit i na vodní plochy bez vegetace. Hloubka dosahuje od deseti centimetrů do tří metrů a břehy jsou většinou pozvolné. Oslunění je intenzivnější v částech výsypky bez umělého zalesnění. Měkký luh na západě je

ideálním prostředím pro zimování obojživelníků, zejména některých rodů žab. Zdejší velké množství tůní významně podporuje jejich reprodukci a šíření. Lesostepní charakter terestrických biotopů maximálně vyhovuje zkoumanému taxonu (Doležalová 2007). Synergie těchto faktorů spolu s dalšími tak činí z Hornojřetínské výsypky dokonale vyhovující modelový ekosystém pro podrobnější výzkum populační dynamiky skokana štíhlého.

Kopistská výsypka

Výsypka leží mezi městy Most a Litvínov a přibližný střed nalezneme na těchto souřadnicích: N 50°32.30327', E 13°36.14028'. Výsypka leží v nadmořské výšce 230–280 metrů. Tato výsypka byla sypána v průběhu šedesátých let minulého století a rozkládá se na 479 hektarech. Většina výsypky (359 ha) nebyla v minulosti rekultivována (Vojar et al. 2012). V severní části přiléhají hranice výsypky k průmyslovému areálu chemických závodů v Záluží u Litvínova. Na severovýchodní a východní hranici protéká řeka Bílina. Za ní je potom umístěn dopravní koridor Most–Litvínov. Na jihu výsypky vede dopravní koridor Chomutov–Most. Kromě něj se zde nalézá hydrická rekultivace. Tou je vodní nádrž Matylda. Také se zde nalézá výsypka Vrbenský. Směrem na jihozápad lze narazit na teplárnu Komořany. Západní okraj je také oddělen pozemní komunikací a na severozápadě výsypka sousedí s obcí Dolní Jiřetín. Z výše popsaných skutečností lze Kopistskou výsypku považovat za značně izolovaný ekosystém. Svůj název nese podle zaniklé obce Kopisty. Zajímavostí je, že přibližně 150 hektarů výsypky bylo v nedávné době (2013) vyhlášeno jako přírodní památka. Výsypka je současně od roku vyhlášena jako evropsky významná lokalita (o rozloze téměř 328 ha) a na jejím území se vyskytuje početná populace čolka velkého, který je zde předmětem ochrany.

Výsypka byla lesnický rekultivována v průběhu šedesátých až osmdesátých let 20. století. Jako hlavní druhy dřevin byly použity zejména javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor mléč (*Acer platanooides*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), různé druhy vrb (*Salix*), dub červený (*Quercus rubra*), z keřů byly použity brslen evropský (*Euonymus europaeus*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), škumpa orobincová (*Rhus typhina*) a rakytník (*Hippophae rhamnoides*). V průběhu technických rekultivací bylo na výsypce zbudováno několik větších vodních nádrží. Během spontánního usedání nasypných hornin vzniklo samovolně také veliké množství tůní. Ty jsou zavodněné buď periodicky během jara, nebo trvale. Před biologickou rekultivací byl na výsypce zahájen zúrodňovací proces pro zkvalitnění půdních podmínek, který trval čtyři roky (Doležalová 2007).

Růžodolská výsypka

Jde o nejrozsáhlejší výsypku, na které byl prováděn výzkum. Jen malá centrální část této výsypky byla ponechána bez rekultivačních zásahů. Konkrétně nebylo technicky rekultivovaných pouhých 31,28 ha z celkových 984 ha (Vojar et al. 2012). Orientační střed výsypky je na těchto souřadnicích: N 50°34.68177', E 13°37.72643'. Výsypka leží v nadmořské výšce 250–320 metrů. Výsypka se nalézá jihovýchodně od města Litvínov a jihozápadně od obcí Louka u Litvínova a Mariánské Radčice. S intravilánem Litvínova sousedí výsypka také ve svém severním cípu. Na východ od výsypky leží povrchový lom Bílina. Jižně se nalézá rozsáhlá hydriká rekultivace Jezero Most a odkaliště Venuše. Na východ od výsypky nalezneme areál chemických závodů a Hornojiřetínskou výsypku. Výsypka byla sypána počátkem 80. let minulého století a většina jejího povrchu byla technicky rekultivována. Existují zde však lokace, na kterých rekultivace neproběhla. V těchto částech je terén značně členitý, díky čemuž zde vznikly vodní plochy. Několik vodních ploch bylo založeno též uměle na technicky rekultivovaných částech výsypky. Značná část výsypky je porostlá expanzní travinou třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Některé části výsypky byly rekultivovány na plochy s trvalým travním porostem. V roce 2000 proběhla na této výsypce lesnická rekultivace, a to i na technicky nereakultivovaných lokacích. Došlo k výsadbě dřevin, jako je olše lepkavá, modřín opadavý nebo javor mléč (Doležalová 2007).

3.3 Sběr a zpracování dat

Vyhledávání vodních ploch a snůšek skokana štíhlého

Cílem předkládané práce je pokusit se kvantifikovat početnost skokana štíhlého na čtyřech mosteckých výsypkách (Hornojiřetínská, Kopistská, Růžodolská, Albrechtická). Za tímto účelem jsem se na jaře let 2018 až 2021 podílel na několikadenním terénním monitoringu, během kterého byly pomocí map a GPS nalézány veškeré vodní plochy na zmíněných výsypkách, v rámci nich pak sčítány snůšky skokanů štíhlých. Kromě sčítání snůšek byly také zaznamenávány parametry prostředí: hloubka tůně, oslunění hladiny, typ okolního prostředí, rozsah plochy zarostlé litorální vegetací, sklon břehů, kvalita vody, skutečnosti ohrožující další existenci vodní plochy apod. Data byla následně přepsána do tabulek v MS Excel, aby bylo možné jejich statistické vyhodnocení. Vyhodnocení dat proběhlo v programu R (R Core Team 2022).

Osobně jsem se zúčastnil sběru a statistického zpracování dat za rok 2018 až 2021, nicméně některé výsledky prezentují kvůli vyšší výpovědní hodnotě údaje od roku 2005. Například vývoj početnosti snůšek byl vyhodnocen za celé 17 let trvající období monitoringu, od roku 2005 do roku 2021. Terénní výzkum probíhal v různých letech různě dlouho s ohledem na fenologické projevy skokanů v daném roce. Během těchto dnů byly zkontrolovány vodní plochy a pozorované parametry zapsané do terénních zápisníků. Průzkum terénu a zaznamenávání jezírek bylo většinou prováděno ve dvoučlenných týmech, eventuelně samostatně v případě zkušenějších členů výzkumné skupiny. Průzkum probíhal tak, že se každé ráno zvolila část jedné z výsypek pro monitoring. Dvoučlenný tým vždy obdržel outdoorovou GPS navigaci (značka Garmin, typ GPSMAP 64 s) s nahranými lokacemi a neoprenové broďáky. Poté proběhlo rychlé zorientování v terénu a naplánování trasy. Když byla konkrétní vodní plocha v terénu nalezena, přešlo se k průzkumu litorálního pásma a hledání snůšek skokana štíhlého. Tato činnost nabývala různých podob v závislosti na parametrech vodní plochy. První možností byla menší jezírka, jejichž rozloha dosahovala několika metrů čtverečních a litorál byl jen slabě rozvinut (příloha č. 2, fotografie č. 3). U takovýchto vodních ploch byla provedena obchůzka po březích. Pozorovatel tedy hledal snůšky vizuálně ze souše. Další možností byly rozsáhlejší vodní plochy s volnou hladinou, ale s rozvinutým litorálním pásmem (příloha č. 2, fotografie č. 4). Zde se většinou postupovalo tak, že oba členové týmu sestoupili do litorálu a postupovali proti sobě, každý po jedné straně nádrže. Během toho byla vizuálně prozkoumávána vysoko stébelná vegetace, nejčastěji rákos. Cílem bylo nalézt nejvyšší možný počet snůšek skokana štíhlého, které byly skryté v litorálu nebo na jeho pomezí s volnou hladinou. Třetím, a zároveň také relativně častým typem byla vodní plocha, ve které litorál dosahoval téměř 100% pokryvnosti vodní hladiny (příloha č. 2, fotografie č. 5). Vodní plocha byla tedy celá zarostlá vegetací, jejíž výška většinou převyšovala samotné pozorovatele. Takovéto tůně nebyly většinou příliš hluboké. Hledání snůšek bylo tedy zahájeno ve chvíli, kdy si tým navrhl trasu skrz celou plochu. Postupovalo se tak, aby trasa pokryla největší možnou rozlohu zavodněné plochy. Během tohoto postupu hrozilo nebezpečí, že si pozorovatelé budou trasu překrývat a snůšky tak napočítají vícekrát. Kvůli tomuto riziku bylo důležité dbát na pečlivou komunikaci během plánování tras a při samotném hledání snůšek postupovat systematicky.

Výše byly zmíněny tři nejčastější podoby vodních ploch na výsypkách. Po sečtení všech snůšek modelového druhu v nádrži se přešlo k vyplňování informačního listu konkrétní vodní plochy a jejího okolí. Tento list je možné nalézt v příloze č. 1. Do listu se zapsal datum a čas průzkumu vodní plochy. Dále potom kód vodní plochy. To však pouze v případě, že

byla již objevena v minulosti a kód měla přidělený. Pokud bylo jezírko objevena nově, tak mu byl kód vytvořen během nálezu. Kód se obvykle skládal z iniciálů nálezce, roku nalezení, dále z prvního písmene názvu výsypky, na které se vodní plocha nalézala a pořadového čísla dané lokace (například: JV21K01) Po návratu z terénu se nově objevené plochy přidaly do databáze. Někdy se stalo, že vodní plocha, která byla objevena v minulosti, nebyla během aktuálního roku zavodněná, nebo zanikla v důsledku pohybu půdy, k čemuž na výsypkách nezřídka dochází. V takovýchto případech se do informačního listu napsala příčina zániku a ostatní faktory se nevyplňovaly. K takovýmto situacím však dochází pouze v řádu jednotek procent ročně.

Pokud byla plocha zavodněná, tak se po uvedení data a kódu pokračovalo se samotným vyhodnocováním současných podmínek stanoviště. Mezi důležité informace se řadil podíl zárůstu vodní plochy litorálem či jinou makrofytní vegetací. Vizuálně se tedy posoudilo, kolik procent vodní hladiny tvořila vodní vegetace a údaj se poté uvedl do listu. Jako další parametr se hodnotilo oslunění hladiny. To bylo vyhodnocováno na základě výšky okolo rostoucích dřevin, které vrhají stín na vodní plochu. Jde tedy o podíl nezastíněné části vodní plochy ku ploše zastíněné. Zastínění bylo uváděno v procentech, následně členěných do kategorií (tab. č. 3). Jako další se vyhodnocoval sklon břehů. Z hlediska optimálních vlastností tůň je pro obojživelníky podstatné, aby nebyl sklon příliš strmý. Příliš strmý břeh nedovoluje dostatečný rozvoj litorálního pásma, v důsledku čehož je omezeno množství vhodných míst ke kladení snůšek. Stačí tedy, aby byla část břehu ve vhodném rozmezí sklonu a nádrž byla poté považována za vyhovující. Za vyhovující se považuje sklon břehů, který nepřesáhne poměr 1:10 (Vojar in verb.).

Důležité bylo také zhodnotit, jak rozsáhlá je velikost vodní plochy. Používal se k tomu vizuální odhad. Nejprve se odhadla či změřila délka nádrže a potom její šířka a hodnoty se vynásobily. Obzvláště u rozsáhlejších nádrží (nad 1000 m²) bývá vyhodnocování rozlohy v terénu složité a může nést značnou úroveň metodologické chybovosti. Pozorovatel by měl mít potřebnou empirii. Proto větší nádrže byly měřeny pomocí geografických informačních systémů (GIS), a to jako polygony v programu ArcMap. Jako další část informačního listu se vyplňovaly faktory, které by mohly ohrozit výskyt obojživelníků na lokalitě či zapříčinit samotný zánik lokality. Šlo především o faktory jako je zárůst, zazemnění nebo zarybnění vodní plochy. Do listu se dále uváděly veškeré druhy obojživelníků, které byly na lokalitě identifikované, ať už vizuálně, nebo akusticky. Také se vizuálně hodnotila kvalita vody jednotlivých jezírek a případně se uváděla příčina znečištění. Když byly všechny faktory zaznamenané, tak se provedla fotodokumentace vodní plochy a tým se vydal k další lokaci.

Dvoučlenný tým většinou za den práce vyhodnotil 30–50 vodních ploch, přičemž záleželo na velikosti nádrží, prostupnosti terénu a zkušenostech v topografii. Níže uvedená tabulka uvádí kategorie vyhodnocovaných parametrů, jednotky a způsob, kterým byla daná vlastnost určena.

Tabulka 3: Vyhodnocované parametry prostředí vodních ploch v rámci monitoringu snůšek skokana štíhlé na mosteckých výsypkách.

FAKTOR	KATEGORIE					JEDNOTKY	ZPŮSOB ZJIŠTĚNÍ
	do 20	do 100	do 500	do 5000	nad 5000		
rozloha	do 20	do 100	do 500	do 5000	nad 5000	m ²	výpočet
převládající hloubka	Udávána převládající naměřená hodnota.					m	měření
litorál	do 5 %	6 % až 75 %		nad 75 %		%	vizuálně
sklon	mírný		strmý			-	vizuálně
oslunění	zastíněné	částečně		zcela		%	vizuálně
zarybnění	ne	hypoteticky		ano		-	odhad
okolní prostředí	trvalé travní porosty	rákosiny	keřová společenstva	zapojené lesní porosty		-	vizuálně
technická rekultivace	ano		ne			-	vizuálně
lesnická rekultivace	ano		ne			-	vizuálně

Úprava dat

Veškeré údaje zaznamenané během monitoringu do terénních zápisníků byly přepsány do tabulek v programu MS Excel. V tabulce byl každému jezírku přidělen jeden řádek. První sloupec obsahoval zkratku výsypky, druhý sloupec obsahoval konkrétní kód jezírka. Následoval sloupec s počtem snůšek. Další sloupce byly věnovány podmínkám stanoviště (tab. č. 3). Z tabulky byly sestaveny grafy, které jsou k nalezení v následující kapitole. Díky přepisu dat do programu MS Excel bylo umožněno jejich následné statistické zpracování v programu R (R Core Team 2022). Na přelomu let 2021 a 2022 byla provedena masivní korekce dat ze všech dosud mapovaných let s cílem sjednotit formát zápisu. Výsledkem je tabulka jednotného formátu čítající více než 12 800 řádků a více než 243 000 excelových buněk. Tento robustní datový soubor je připraven pro statistické analýzy nejrůznějšího charakteru. Na této kontrole a úpravě dat jsem se významně podílel. Šlo o časově velmi

náročnou činnost v řádech stovek hodin, díky které se ale podařilo odstranit řadu chyb vzniklých při přepisech a umožnit korektní analýzy tohoto rozsáhlého souboru. Dále byla vytvořena tabulka mapovacích dní z jednotlivých let, která demonstruje časovou proměnlivost kladení snůšek napříč jednotlivými roky.

Tabulka 4: Tabulka zobrazuje období, po které v daných letech probíhalo terénní sčítání snůšek.

roky	měsíc datum	Dny sčítání snůšek v měsících březnu, dubnu a květnu																																						
		III.					IV.																									V.								
		26	27	28	29	30	31	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	1		
2005	8.-24.																																							
2006	21.-1.																																							
2007	31.-8.																																							
2008	3.-17.																																							
2009	3.-12.																																							
2010	4.-29.																																							
2011	11.-21.																																							
2012	2.-14.																																							
2013	18.-1.																																							
2014	5.-12.																																							
2015	4.-12.																																							
2016	6.-14.																																							
2017	9.-28.																																							
2018	7.-22.																																							
2019	6.-14.																																							
2020	9.-18.																																							
2021	9.-17.																																							

Statistické vyhodnocení dat

Charakteristika datového souboru, poměry zavodněných, vyschlých a nemapovaných jezírek, presence druhu na lokalitách a analýza fluktuací počtu snůšek

V prvním kroku byla provedena sumarizace dat, kdy byly za pomoci základních statistických veličin popsány hodnoty sčítaných snůšek. Byly vyhodnoceny údaje a) pro všechny výsypky, b) pro všechny roky. Spočítáno bylo vždy minimum, 1. kvartil, medián, průměr, 3. kvartil a maximum. Dále pak směrodatná odchylka a rozptyl. Účelem tohoto kroku je poskytnout jasnou a stručnou informaci o rozsahu a poloze dat. Dále byly spočítány poměry zavodněných, vyschlých a nenalezených jezírek v každém roce pro každou výsypku zvlášť. Zpracován byl také grafický výstup srovnávající poměr jezírek s presencí či absencí snůšek. V závěru tohoto kroku byly vytvořeny grafické výstupy a tabulky popisující fluktuace početnosti snůšek modelového druhu. Statistické charakteristiky byly spočítány pomocí následujícího kódu v programu R (R Core Team 2022).

```
setwd("C:/Users/simon/Desktop/vysypky")
library(readxl)
vypocty <- read_excel("vypocty.xlsx", sheet = "List1", col_types = c("numeric"))
summary(vypocty)
sd(vypocty$`AV`)
var(vypocty$`AV`)
```


Analýza vztahu mezi počtem snůšek a počtem vodních ploch

Cílem bylo zjistit, zda spolu koreluje počet obsazených vodních ploch a počet snůšek a srovnat, jak se výsledky liší v případě všech jezírek a snůšek dohromady oproti samostatně vyhodnocovaným výsypkám.

Korelační analýza slouží k odhalení vztahu mezi dvěma náhodnými veličinami. Jde o speciální typ závislosti mezi dvěma veličinami, kdy vztah mezi nimi je lineární. Pokud se stoupajícími hodnotami jedné z proměnných se zároveň zvyšují i hodnoty druhé proměnné, označujeme toto jako pozitivní korelaci. Korelačním koeficientem vyjádřeno $(0;1>$. Pokud naopak se zvyšující se hodnotou jedné z proměnných druhá proměnná klesá, označujeme toto jako negativní korelaci. Korelačním koeficientem vyjádřeno $<-1;0)$ (Kuželka et Surový 2018; Chajma et Sládeček in verb.).

Před provedením výpočtu byly nejprve nahrány data pomocí následujícího kódu:

```
setwd("C:/Users/simon/Desktop/vysypky")
library(readxl)
vypocty <- read_excel("vypocty.xlsx", sheet = "korelace", col_types = c("numeric"))
```

Následně byly otestovány předpoklady datasetu, aby bylo možné použít nevhodnější statistický test. Využit byl Shapirov-Wilkův test normality. Testy normality byly počítány pro hodnoty zavodněných jezírek a snůšek a dále také pro hodnoty obsazených jezírek a snůšek.

Byly stanoveny následující hypotézy a proveden test v programu R.

H0: data pochází z normálního rozdělení

H1: data nepochází z normálního rozdělení

```
shapiro.test(vypocty$jezirka)
```

```
shapiro.test(vypocty$snusky)
```

Shapirov-Wilkův test normality (p-hodnota)

výsypka	snůšky	jezírka zatopená	předpoklady
AV	0,159	0,153	splněny
HJV	0,407	0,099	splněny
KV	0,013	0,132	nesplněny
RV	0,261	0,002	nesplněny

Výše uvedené hodnoty prezentují výsledky testu normality. Pro výsypky Albrechtickou a Hornojiřetínskou byly předpoklady splněny (p-hodnota obou datových sad $> 0,05$), a proto byl při následných výpočtech použit Pearsonův korelační koeficient. Naopak u Kopistské výsypky vyšla p-hodnota v datové sadě snůšek pod hodnotou 0,05 a předpoklady normálního rozdělení nebyly splněny. U Růžodolské výsypky klesla p-hodnota pod hladinu významnosti v datové sadě jezírek, což opět značí nesplnění předpokladů pro využití Pearsonova korelačního koeficientu v dalších výpočtech. U Kopistské a Růžodolské výsypky byl tedy pro další výpočty zvolen méně citlivý Spearmanův korelační koeficient.

Shapirův-Wilkův test normality (p-hodnota)

výsypka	snůšky	jezírka obsazená	předpoklady
AV	0,159	0,545	splněny
HJV	0,407	0,461	splněny
KV	0,013	0,932	nesplněny
RV	0,261	0,432	splněny

Shapirův-Wilkův test normality vyšel neprůkazně pro Albrechtickou, Hornojiřetínskou a Růžodolskou výsypku. Předpoklady pro využití Pearsonova korelačního koeficientu byly splněny. Naopak nebyly splněny pro Kopistskou výsypku. U té byl tedy v dalších výpočtech použit méně citlivý Spearmanův korelační koeficient.

Následně byly stanoveny hypotézy samotného korelačního testu, který byl poté proveden na základě výsledků předpokladů proveden ve dvou variantách. Využit byl Pearsonův korelační koeficient a dále také Spearmanův korelační koeficient, označovaný též někdy jako koeficient pořadové korelace (Kuželka et Surový 2018).

H0: korelační koeficient je nulový a počet zavodněných jezírek s počtem snůšek nekorelují

H1: korelační koeficient není nulový a počet zavodněných jezírek s počtem snůšek korelují

```
celkem=cor.test(vypocty$jezirka,vypocty$snusky, method = "spearman")
```

```
AV=cor.test(vypocty$avjezirka,vypocty$avsnusky, method = "pearson")
```

```
HJV=cor.test(vypocty$hjvjezirka,vypocty$hjvssnusky, method = "pearson")
```

```
KV=cor.test(vypocty$kvjezirka,vypocty$kvssnusky, method="spearman")
```

```
RV=cor.test(vypocty$rvjezirka,vypocty$rvssnusky, method = "spearman")
```

Totožným způsobem byla spočítána také lineární korelace obsazených jezírek s počtem snůšek.

Vytvoření distribuční a hustotní mapy modelového druhu na výsypkách

V rámci této práce byla mimo jiné také vytvořena mapa lokality výzkumu. Podkladová data byla stažena ze serveru OpenStreetMap. V programu ArcMap (ESRI 2011) byla vytvořena polygonová vrstva studovaných výsypkových ploch. Rastrová a vektorová vrstva byla přidána v programu R pomocí doplňkových balíčků „rgdal“ a „OpenStreetMap“. Následně byla přidána bodová vektorová vrstva jezírek. U této vrstvy byla následně využita informace o průměrném počtu snůšek na konkrétní jezírko. Průměr byl počítán za celou dobu výzkumu. Velikost bodů se poměrově odvíjí od počtu snůšek na jezírko. Aby však nedocházelo k extrémním rozdílům v grafickém výstupu (jezírko s hodnotou 300 versus jezírko s hodnotou 0) byly hodnoty logaritmovány a následně k nim byla přičtena konstanta 0,2. Tím bylo docíleno optimalizace pro grafické zobrazení. Díky konstantě se do mapy podařilo promítnout i jezírka s nulovými hodnotami, které jsou reprezentovány nejmenšími body o hodnotě 0,2. Grafický výstup byl vytvořen prostřednictvím následující části kódu v programu R (Stotz 2019; Bivand et al. 2022).

```
library(rgdal)
library(OpenStreetMap)
area=readOGR(dsn = "./gis_vysypky",layer = "hranice")
plot(area)
area@bbox
area@polygons[[1]]@area
str(area)
load("vysypky.RData")
cols=c("black","green","red","brown")
transpcol = function (col = "red", newalpha = 100, mcv = 255){
mycol = col2rgb(col)
newcol= rgb(mycol[1, ], mycol[2, ], mycol[3, ], alpha = newalpha, maxColorValue = mcv)
return(newcol)}
{tiff("pocetnost.tiff",res = 300,width = 4096, height = 2304,compression = "lzw")
plot(vysypky)
cols=transpcol(cols,newalpha = 80)
```

```
plot(area,add=T,lwd=2,col=cols)
str(vysypky)
points(df_gis$lon,df_gis$lat,pch=21,cex=log(df_gis$n+1)+.2,
bg=c("red","black","brown","green")[df_gis$loc],col="black")
north.arrow = function(x, y, h,lab="Sever",lab.pos="below") {
polygon(c(x, x, x + h/2), c(y - (1.5*h), y, y - (1 + sqrt(3)/2) * h), col = "black", border = NA)
polygon(c(x, x + h/2, x, x - h/2), c(y - (1.5*h), y - (1 + sqrt(3)/2) * h, y, y - (1 + sqrt(3)/2) * h))
if(lab.pos=="below") text(x, y-(2.5*h), lab, adj = c(0.5, 0), cex = 1)
else text(x, y+(0.25*h), lab, adj = c(0.5, 0), cex = 1.5)}
north.arrow(13.51681,50.519,.003)
legend(x = 13.668,y=50.58687, legend = c("Albrechtická výsypka","Hornojiřetínská
výsypka","Kopistská výsypka","Růžodolská
výsypka"),fill=c("red","black","brown","green"),bty="n")
dev.off()}
```

Detekce přítomnosti tzv. density-dependence efektu

Ke zjištění přítomnosti density-dependence efektu byla využita parciální autokorelace. Parciální autokorelace označuje míru korelace stejných proměnných mezi dvěma po sobě následujícími časovými horizonty. Vyjadřuje, jak zpožděná varianta proměnné souvisí s nezpožděnou verzí v časové řadě (Chajma in verb.). K výpočtu byl využit následující kód v programu R:

```
setwd("C:/Users/Simon/Desktop/vysypky")
library(readxl)
library(data.table)
df=read_xlsx(path = "data.xlsx",sheet = 1)
df=data.frame(df)
df=data.table(df)
df_sum=df[,.(n_s=sum(n[!is.na(n)]), n_j=length(n[!is.na(n)])), by=.(loc,year)]
pacf(df_sum$n_s)
acf(df_sum$n_s)
cor(df_sum$n_s[1:58],df_sum$n_s[2:59])
cor(df_sum$n_s[1:57],df_sum$n_s[3:59])
lvls2=levels(df_sum$loc)
pr=NULL
nazvy=c("Albrechtická výsypka","Hornojiřetínská výsypka","Kopistská výsypka","Růžodolská výsypka")
for(i in 1:length(lvls2)){
  plt=pacf(df_sum$n_s[df_sum$loc==lvls2[i]],lag.max = 16,plot = F)
  plot(plt,main=nazvy[i],ylab = "korelační koeficient", xlab="posunutí")
  lines(c(0,20),c(0.3,0.3),lty=2,col="red")
  lines(c(0,20),c(-0.3,-0.3),lty=2,col="red")
  pr[[i]]=pacf(df_sum$n_s[df_sum$loc==lvls2[i]],lag.max = 16,plot = F)$acf}
```

4. Výsledky

Kapitola „Výsledky“ je rozdělena do následujících podkapitol:

- 4.1 Základní charakteristika datového souboru.
- 4.2 Poměry zvodnělých, vyschlých a nemapovaných jezírek.
- 4.3 Poměry obsazenosti vodních ploch.
- 4.4 Popis fluktuací početnosti snůšek.
- 4.5 Analýza vztahu mezi počtem snůšek a počtem vodních ploch.
- 4.6 Distribuční a hustotní mapa modelového druhu na výsypkách.
- 4.7 Detekce přítomnosti density-dependence efektu.

4.1 Základní charakteristika datového souboru

V této podkapitole jsou prezentovány základní statistické charakteristiky získaného datového souboru. Poskytují shrnující přehled o vlastnostech zpracovávaných dat.

Tabulka 5: Základní statistické charakteristiky počtů snůšek na jedno jezírko pro jednotlivé výsypky zvlášť, počítáno přes všechny roky. Tabulka názorně srovnává základní statistické charakteristiky jednotlivých výsypky mezi sebou (AV = Albrechtická výsypka, HJV = Hornojiřetínská výsypka, KV = Kopistská výsypka, RV = Růžodolská výsypka).

Charakteristiky	AV	HJV	KV	RV
minimum	0,0	0,0	0,0	0,0
1.kvartil	0,0	0,0	0,0	0,0
medián	0,0	0,0	0,0	0,0
průměr	2,0	4,5	2,1	2,8
3. kvartil	1,0	3,0	1,0	0,0
maximum	44,0	578,0	86,0	181,0
směrodatná odchylka	5,3	18,9	6,4	11,4
rozptyl	27,7	358,9	40,7	130,3

Tabulka 6: Základní statistické charakteristiky počtů snůšek na jedno jezírko podle jednotlivých let monitoringu přes celé studované území (všechny výsyvky). Tabulka podává přehled o rozdílech mezi lety (min. = minimum, kvar. = kvartil, max. = maximum, smě. od. = směrodatná odchylka).

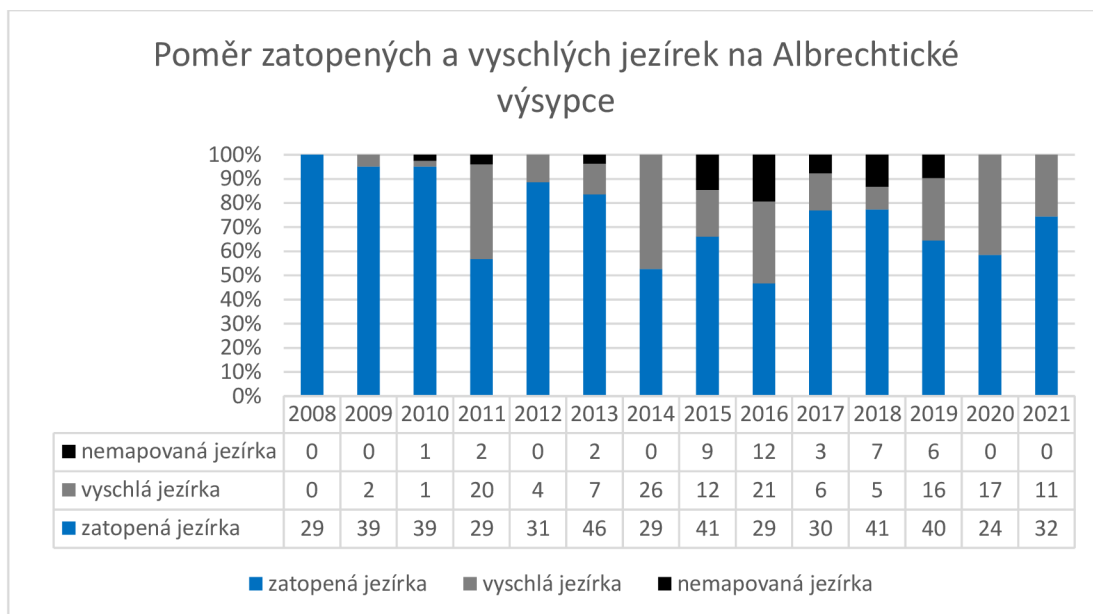
	min.	1.kvar.	medián	průměr	3.kvar.	max.	smě. od.	rozptyl
2005	0,0	0,0	0,0	6,5	4,0	167,0	20,4	414,3
2006	0,0	0,0	0,0	3,5	1,8	115,0	12,7	160,8
2007	0,0	0,0	0,0	6,0	4,8	247,0	20,8	431,3
2008	0,0	0,0	0,0	4,0	0,5	578,0	25,0	625,6
2009	0,0	0,0	0,0	4,8	3,0	476,0	22,1	488,2
2010	0,0	0,0	0,0	4,5	3,0	321,0	15,7	247,9
2011	0,0	0,0	0,0	6,5	7,0	185,0	15,0	225,5
2012	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	62,0	3,2	9,9
2013	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	36,0	2,1	4,3
2014	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	51,0	4,9	24,6
2015	0,0	0,0	0,0	3,8	2,0	321,0	20,6	425,0
2016	0,0	0,0	0,0	2,8	2,0	156,0	9,1	82,3
2017	0,0	0,0	0,0	5,3	4,0	98,0	12,6	158,7
2018	0,0	0,0	0,0	2,5	2,0	67,0	6,8	46,8
2019	0,0	0,0	0,0	1,9	1,0	74,0	6,2	38,1
2020	0,0	0,0	0,0	2,7	2,0	134	8,4	70,6
2021	0,0	0,0	0,0	1,6	1,0	37	4,1	16,6

Za zdůraznění ve výše uvedených tabulkách stojí to, že průměry jsou zpravidla vyšší než hodnoty mediánů. To svědčí o nerovnovázném rozvržení hodnot počtů snůšek jak na výsyvkách, tak ve sledovaných letech. Lze tedy konstatovat, že všechny výsyvky dosahují méně než poloviční obsazenosti vodních ploch a zároveň více než tří čtvrtinové obsazenosti vodních ploch (s výjimkou Růžodolské výsyvky) (tab. č. 5). Dále lze pozorovat značné kolísání maxima, směrodatné odchylky i rozptylu v rámci jednotlivých let, což poukazuje na výrazné fluktuace početnosti snůšek.

4.2 Poměry zvodnělých, vyschlých a nemapovaných jezírek

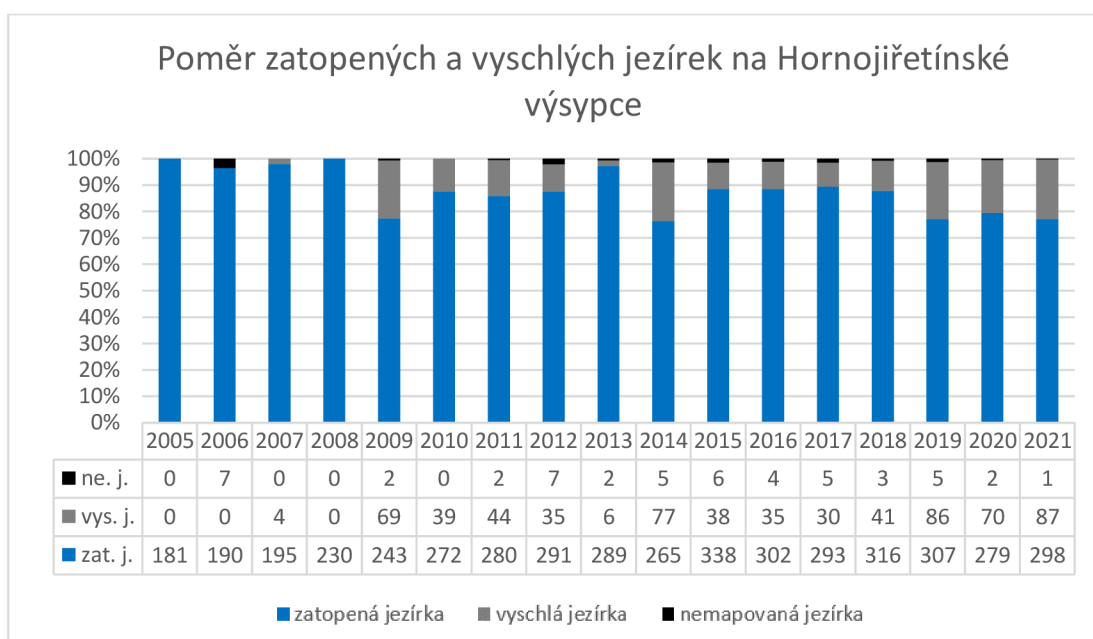
V této podkapitole jsou prezentovány počty a poměry zvodnělých, vyschlých a nemapovaných jezírek pro každou výsyvku zvlášť během sledovaných let. V níže uvedených grafech je prezentován relativní poměr i absolutní hodnoty/počty vodních ploch pro komplexní představu o dimenzích jejich četnosti na jednotlivých výsyvkách.

Graf 1: Počty a poměry zvodnělých, vyschlých a nenalezených/nemapovaných jezírek na Albrechtické výsypce za celou dobu trvání výzkumu.



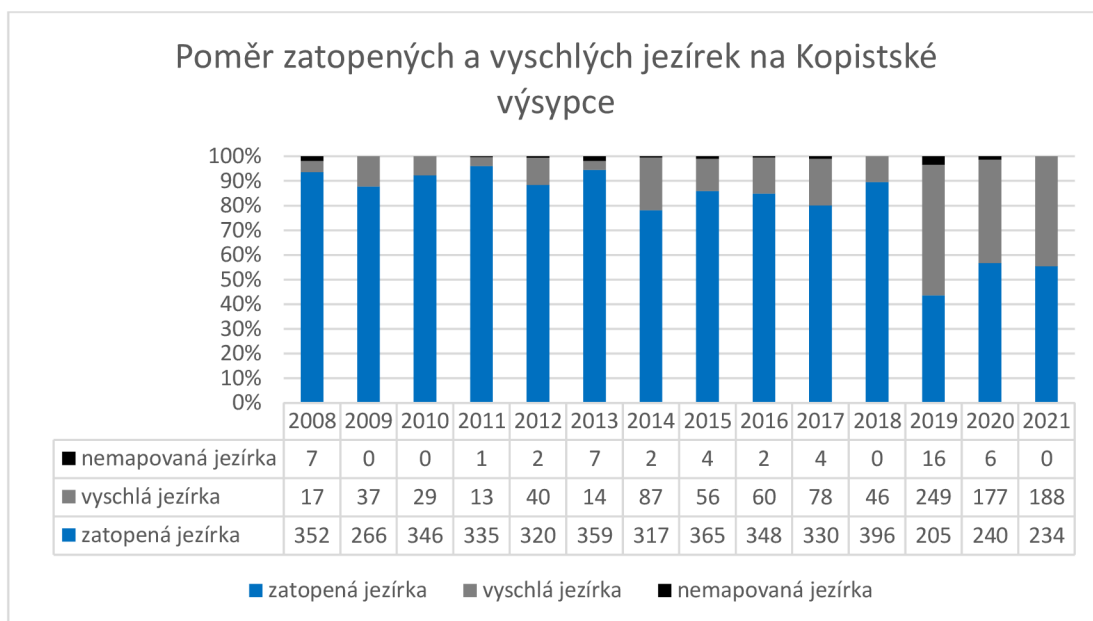
Poměr zvodnělých jezírek se na Albrechtické výsypce pohyboval od 47 % v roce 2016 do 100 % v roce 2008. Nutno podotknout, že první rok je nevypovídající právě proto, že nebylo možno zaznamenat žádné vyschlé mapované jezírko z předchozích let. Jako horní hranici tedy můžeme uvažovat 95 % zatopených jezírek. Průměrná hodnota zatopených jezírek na Albrechtické výsypce dosahuje 74 %. Mediánová hodnota je 76 %. Patrný je nárůst podílu vyschlých jezírek v druhé polovině sledovaného období.

Graf 2: Počty a poměry zvodnělých, vyschlých a nenalezených/nemapovaných jezírek na Hornojiřetínské výsypce za celou dobu trvání výzkumu (ne. j. = nemapovaná jezírka, vys. j. = vyschlá jezírka, zat. j. = zatopená jezírka).



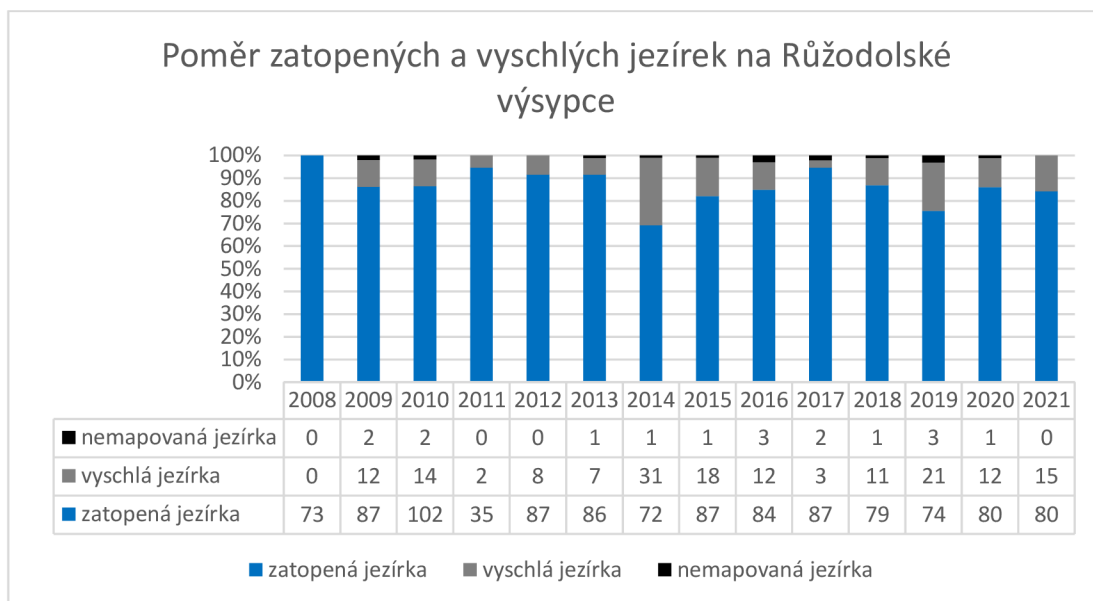
Poměr zatopených jezírek se na Hornojřetínské výsypce pohyboval od 76 % v roce 2014 do 100 % v roce 2005 a 2008. Opět je vhodné podotknout, že první rok je nevypovídající, právě proto, že nebylo možno zaznamenat žádné vyschlé mapované jezírko z předchozích let. Průměrně je na Hornojřetínské výsypce zvodnělých 88 % jezírek. Hodnota mediánu je také 88 %. Znatelnější je úbytek zavodněných jezírek v posledních třech letech.

Graf 3: Počty a poměry zvodněných, vyschlých a nenalezených/nemapovaných jezírek na Kopistské výsypce za celou dobu trvání výzkumu.



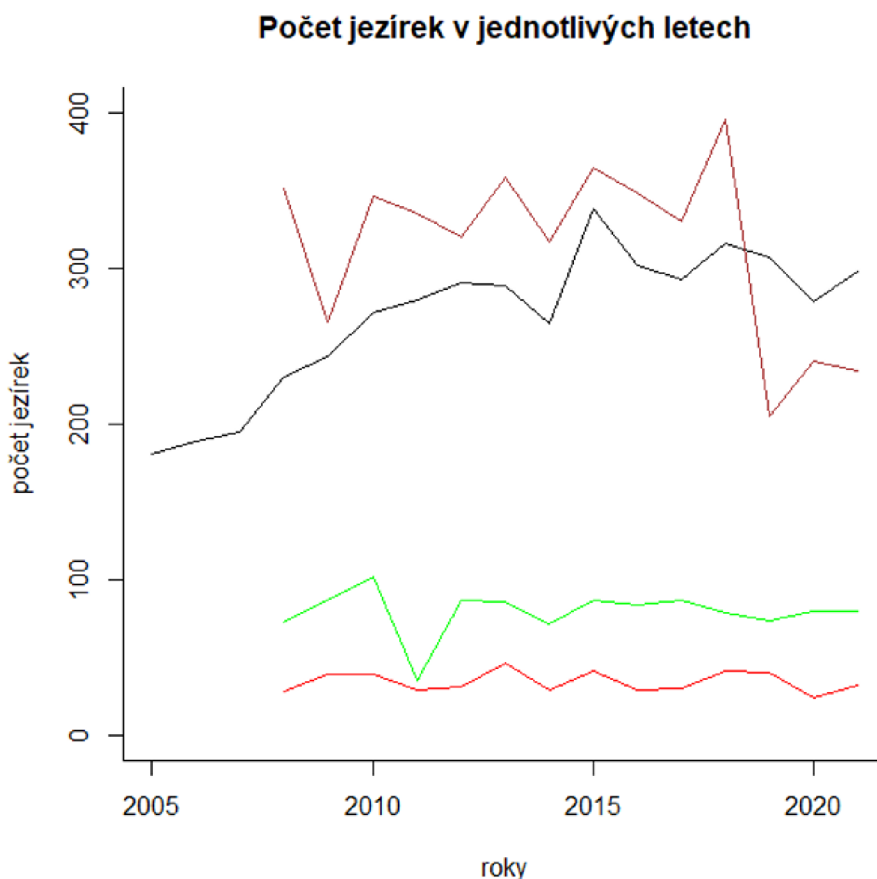
Nejnižší hodnota zatopených jezírek byla zaznamenána v roce 2019 a dosahovala 44 % ze sledovaných tůňek. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána v roce 2011 a dosahovala 96 % ze sledovaných tůňek. Průměrná hodnota zatopených tůňek činí na Kopistské výsypce 80 %. Hodnota mediánu pro srovnání 87 %. Od roku 2019 je patrný nárůst podílu vyschlých jezírek.

Graf 4: Počty a poměry zvodněných, vyschlých a nenalezených/nemapovaných jezírek na Růžodolské výsypce za celou dobu trvání výzkumu.



Nejnižší hodnota zatopených jezírek dosahovala 69 % v roce 2014 a nejvyšší 100 % v roce 2008. Nutno podotknout, že první rok je nevypovídající, právě proto, že nebylo možno zaznamenat žádné vyschlé mapované jezírko z předchozích let. Jako horní hranici na této výsypce tedy můžeme uvažovat 95 % zatopených jezírek. Průměrná hodnota zatopených tůňek dosahuje 87 %. Hodnota mediánu je 86 %. U Růžodolské výsypky není patrný žádný zřetelný trend v kontextu změny podílu zvodněných a vyschlých jezírek.

Graf 5: Počet zavodněných jezírek v jednotlivých letech pro každou výsypku zvlášť (červená = Albrechtická výsypka, černá = Hornojřetínská výsypka, zelená = Růžodolská výsypka, hnědá = Kopistská výsypka).



Výše uvedený graf popisuje změny v početnosti zavodněných jezírek. Kolísání je způsobeno převážně vysycháním, případně v menší míře zanikáním jezírek v průběhu let. Výrazné poklesy u Kopistské výsypky lze pozorovat v letech 2009 a 2019. Minimum jezírek bylo na této výsypce monitorováno v roce 2019, kdy bylo spočítáno 240 jezírek. Naopak maximum v počtu zavodněných jezírek lze na této výsypce nalézt v roce 2018, kdy bylo spočítáno 396 jezírek. Na Kopistské výsypce se dlouhodobě vyskytuje v průměru nejvíce jezírek ze všech studovaných výsypek. Minimální hodnoty v počtu jezírek byly u Hornojřetínské výsypky zaznamenány v prvním roce sledování, tedy v roce 2005, kdy bylo sečteno 181 jezírek. Patrný pokles zavodněných jezírek na výsypce Hornojřetínské lze zaznamenat v roce 2014. Ve stejném roce lze zaznamenat i synchronní pokles u všech ostatních výsypek. Maximum v počtu jezírek u Hornojřetínské výsypky můžeme zaznamenat v roce 2015, kdy bylo zavodněných 338 jezírek. Minimálních hodnot zatopených jezírek bylo na Růžodolské výsypce dosaženo v roce 2011 (35 jezírek) a na Albrechtické v roce 2020 (24 jezírek).

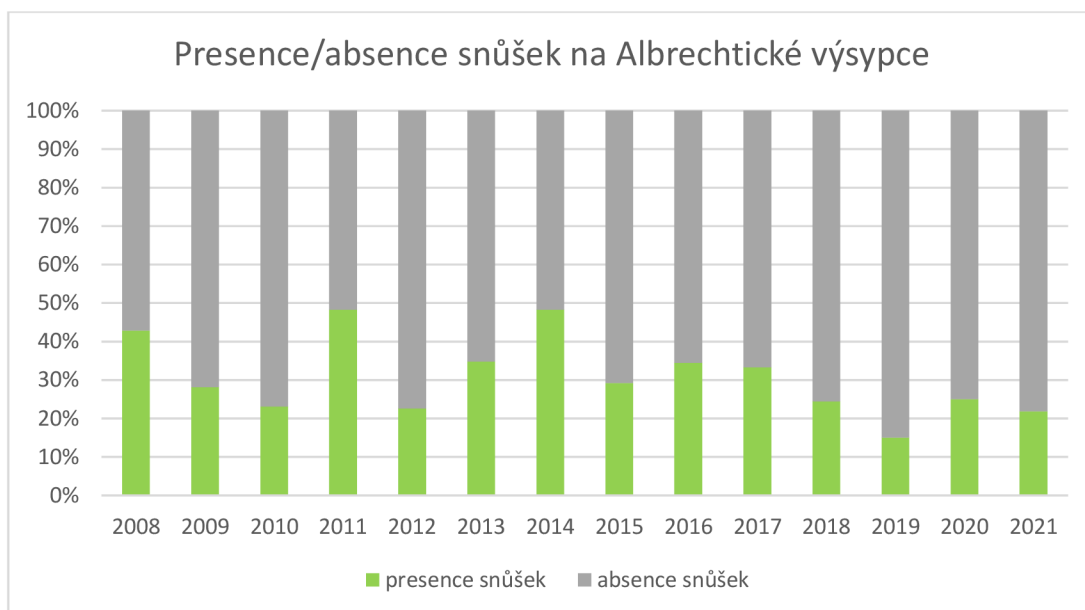
Maximálních hodnot jezírek dosahovala Růžodolská výsypka v roce 2010 (102 jezírek) a Albrechtická výsypka v roce 2013 (46 jezírek).

Tabulka 7: Počet sečtených jezírek na jednotlivých výsypkách pro každý rok zvlášť. Tabulka doplňuje graf č. 5. (AV = Albrechtická výsypka, HJV = Hornojřetínská výsypka, KV = Kopistská výsypka, RV = Růžodolská výsypka)

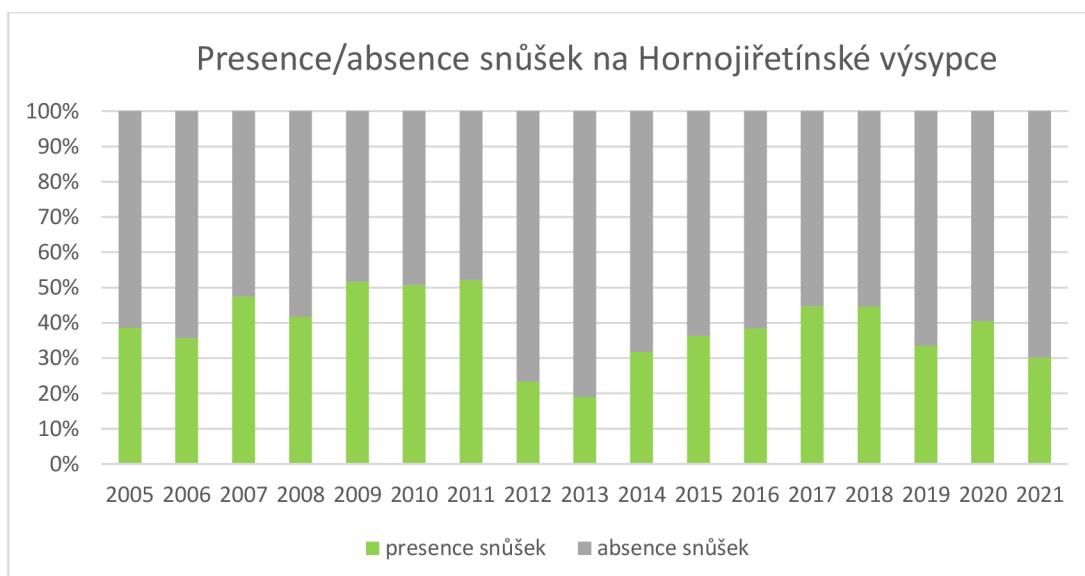
	AV	HJV	KV	RV
2005	-	181	-	-
2006	-	189	-	-
2007	-	195	-	-
2008	28	230	352	73
2009	39	243	266	87
2010	39	272	346	102
2011	29	280	335	35
2012	31	291	320	87
2013	46	289	359	86
2014	29	265	317	72
2015	41	338	365	87
2016	29	302	348	84
2017	30	293	330	87
2018	41	316	396	79
2019	40	307	205	74
2020	24	279	240	80
2021	32	298	234	80

4.3 Poměry obsazenosti vodních ploch

V této podkapitole je prezentován vzájemný poměr obsazených a neobsazených jezírek pro každou výsypku zvlášť během sledovaných let. V níže uvedených grafech je prezentován relativní poměr pro lepší srovnatelnost výsypek mezi sebou.

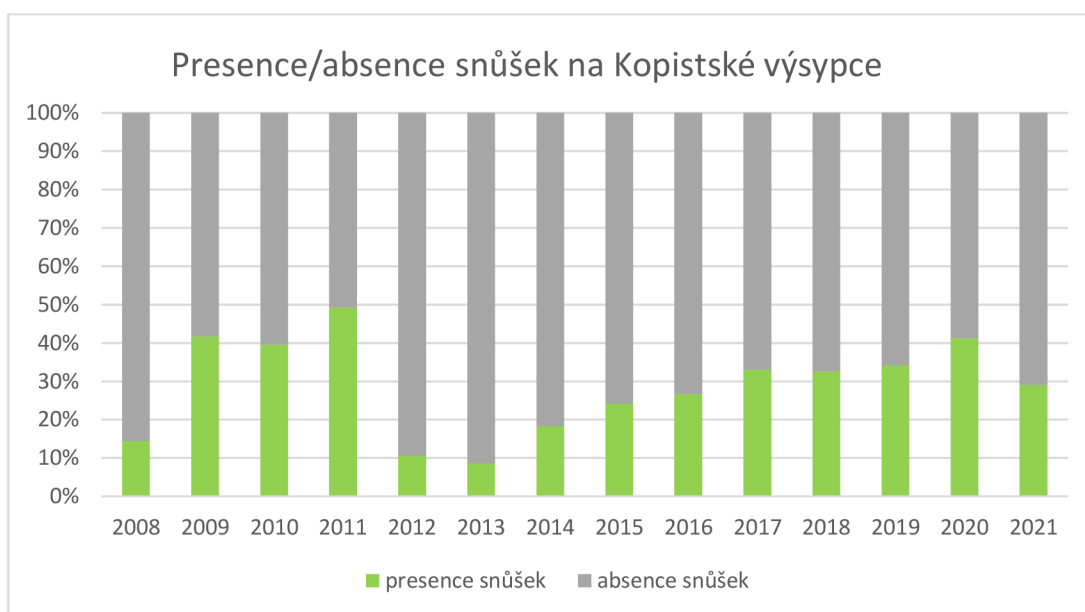
Graf 6: Poměr jezírek s presencí a absencí snůšek skokana na Albrechtické výsypce.

Nejnižší míra obsazenosti byla zaznamenána v roce 2019, kdy byly snůšky nalezeny pouze v 15 % sledovaných tůní. Naopak nejvyšší počet snůšek byl zaznamenán v letech 2011 a 2014, kdy míra obsazenosti dosáhla 48 %. Průměrně bývá na Albrechtické výsypce obsazeno 31 % jezírek. Hodnota mediánu je pro srovnání 29 %. Na Albrechtické výsypce není pozorovaný žádný výrazný trend v obsazenosti zavodněných tůní, kolísání obsazenosti se však pohybuje až o nižší desítky procent.

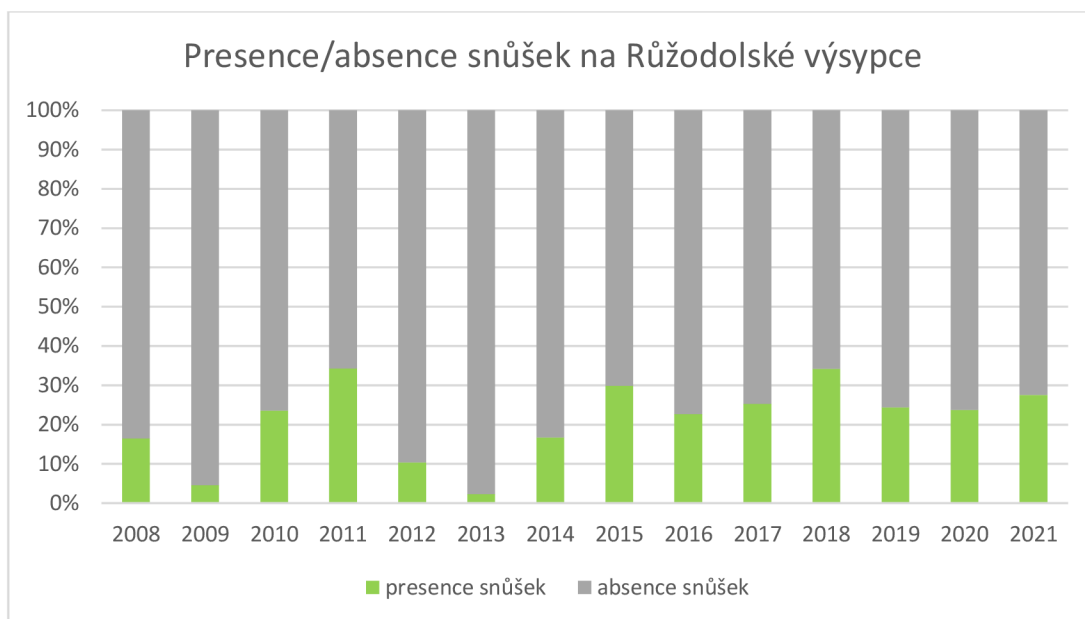
Graf 7: Poměr jezírek s presencí a absencí snůšek skokana na Hornojřetínské výsypce.

Nejnižší míra obsazenosti byla zaznamenána v roce 2013 a dosáhla 19 %. Nejvyšší míra obsazenosti byla dosažena v roce 2011, kdy dosáhla 51 %, což je jediný případ, kdy obsazenost přesáhla 50 % zvodněných jezírek, a to na všech výsypkách a za celé sledované období. Průměrná hodnota obsazenosti jezírek na Hornojiřetínské výsypce je 39 %. Hodnota mediánu je totožná, jako hodnota průměru, tedy 39 %. Na Hornojiřetínské výsypce není pozorovaný žádný výrazný trend v obsazenosti zvodněných tůní, kolísání obsazenosti se však pohybuje až o nižší desítky procent.

Graf 8: Poměr jezírek s presencí a absencí snůšek skokana na Kopistské výsypce.



Nejnižší hodnota přítomnosti snůšek na Kopistské výsypce byla zaznamenána v roce 2013, kdy dosáhla 9 %. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána v roce 2011, kdy dosáhla 49 %. Průměrná hodnota obsazenosti na této výsypce činí 29 %. Hodnota mediánu je 31 %. Za povšimnutí stojí rapidní pokles v letech 2012 a 2013 a následný pozvolný sedmiletý nárůst podílu obsazenosti jezírek.

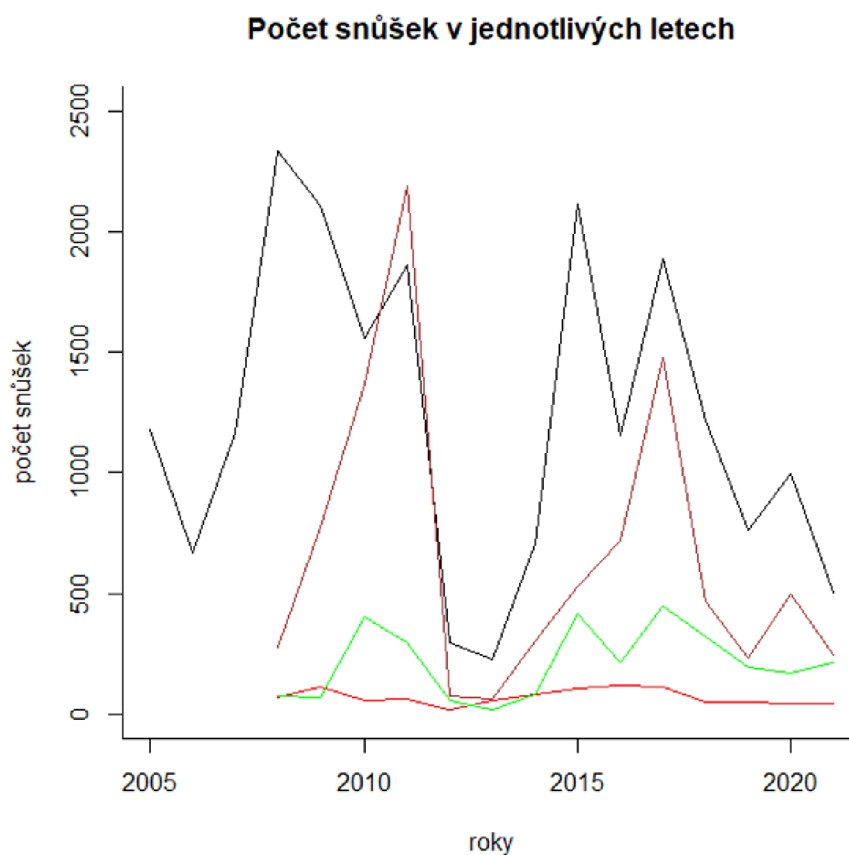
Graf 9: Poměr jezírek s presencí a absencí snůšek skokana na Růžodolské výsypce.

Nejmenší podíl obsazených jezírek byl na Růžodolské výsypce zaznamenán v roce 2013, kdy dosahoval pouhých 2 %. Nejvyšší podíl byl naopak zaznamenán v roce 2011, kdy dosahoval 34 %. Průměrná hodnota obsazenosti jezírek na Růžodolské výsypce je 21 %. Hodnota mediánu pak 24 %. Za povšimnutí stojí výrazná redukce obsazenosti v roce 2012 a 2013, obdobně jako na Kopistské výsypce a následný poměrně rychlý návrat k průměrné hodnotě obsazenosti. Poté následovalo kolísání bez výraznějšího trendu.

4.4 Popis fluktuací početnosti snůšek

Tato podkapitola je věnována zhodnocení trendů početnosti snůšek na čtyřech sledovaných výsypkách Mostecká. Za tímto cílem byl v programu R (R Core Team 2022) vytvořen graf, který přehledně prezentuje abundance snůšek zvlášť pro každou výsypku v průběhu sledovaného období. Doplněn je o tabulku přesně udávající počty snůšek pro daný rok a konkrétní výsypku.

Graf 10: Počet snůšek v jednotlivých letech pro každou výsypku zvlášť (červená = Albrechtická výsypka, černá = Hornojřetínská výsypka, zelená = Růžodolská výsypka, hnědá = Kopistská výsypka).



Tabulka 8: Počet sečtených snůšek na jednotlivých výsypkách pro každý rok zvlášť. Tabulka doplňuje graf č. 10. (AV = Albrechtická výsypka, HJV = Hornojřetínská výsypka, KV = Kopistská výsypka, RV = Růžodolská výsypka).

	AV	HJV	KV	RV
2005	-	1177	-	-
2006	-	666	-	-
2007	-	1167	-	-
2008	71	2333	275	76
2009	114	2110	777	70
2010	54	1560	1372	401
2011	64	1865	2189	293
2012	16	293	74	56
2013	54	226	61	15
2014	82	707	301	81
2015	105	2115	530	413
2016	116	1154	720	211
2017	113	1889	1479	446
2018	49	1220	469	321
2019	48	766	235	196
2020	41	997	496	170
2021	45	507	235	213

Výše uvedený graf č. 10 popisuje absolutní početnost snůšek na jednotlivých výsypkách v průběhu let. Minimum snůšek na Kopistské výsypce bylo zaznamenáno v roce 2013 (61 snůšek), maximum pak v roce 2011 (2189 snůšek). Minimum u Hornojiřetínské výsypky bylo zaznamenáno v roce 2013 (226 snůšek) a maximum v roce 2008 (2333 snůšek). Minimum u výsypky Růžodolské bylo zaznamenáno v roce 2013 (15 snůšek) a maximum kulminovalo v roce 2017 (446 snůšek). U výsypky Albrechtické bylo minimum snůšek zaznamenáno v roce 2012 (16 snůšek) a maximum v roce 2009 (114 snůšek). Z grafu č. 10 je patrné, že k poklesům dochází v jakýchsi dvou dimenzích. První z nich se opakuje častěji a dosahuje nižších hodnot poklesu v početnosti snůšek. Druhá nastává v delších časových intervalech, ale působí mnohem výrazněji. Nejzřetelněji je toto vidět na Hornojiřetínské (černá linie) a Růžodolské (zelená linie) výsypce, avšak i na dalších výsypkách je toto patrné. Poklesy tak mají zřejmě charakter cyklů ve dvou rovinách intenzity a s různou periodou. Na Hornojiřetínské výsypce, kde je tento jev nejpatrnější, se zdá, že poklesy s kratší časovou periodou se opakují přibližně v tříletých cyklech, zatímco k poklesům vysoké intenzity dochází přibližně jednou za 8 až 12 let. Patrná je rovněž synchronnost poklesů na výsypkách, což svědčí o působení vlivu regionálního významu (například sucha, mrazu) a nikoliv vlivu působícího na jednotlivé výsypce.

4.5 Analýza vztahu mezi počtem snůšek a počtem vodních ploch

V této podkapitole jsou prezentovány výsledky korelační analýzy. Podkapitola se dělí na dvě části. V první je vyhodnocena korelace mezi počtem zatopených jezírek a počtem snůšek, nejdříve pro všechny výsypky dohromady a poté podrobněji pro každou výsypku zvlášť. V druhé části je spočítána korelace mezi počtem obsazených jezírek (tj. jezírek se snůškami) a počtem snůšek, opět nejdříve pro všechny výsypky dohromady a poté podrobněji pro každou výsypku zvlášť. Koeficient determinace popisuje, jaký podíl celkové variability v závislé proměnné (snůšky) se podařilo vysvětlit naším výpočtem. Počítá se jako druhá mocnina korelačního koeficientu (Chajma in verb.). Uváděny jsou také p-hodnoty, které uvádějí, zda byla překročena hladina významnosti ve statistických testech.

Korelační koeficient, koeficient determinace a p-hodnota pro vztah mezi počtem všech snůšek a počtem všech zvodnělých jezírek:0,661 0,438 $p < 10^{-7}$

Korelační koeficient vyšel v kontextu všech snůšek a jezírek poměrně vysoko a výsledek bychom mohli označit jako spíše silnější korelaci. I koeficient determinace zde můžeme považovat za významný. Co se týče p-hodnoty, ta vyšla hluboko pod hladinou významnosti (stanovenou pro všechny výpočty v této práci na standartní hodnotě 0,05) a můžeme tedy bezpečně zamítnout nulovou hypotézu, ta je definována jako: korelační koeficient je nulový, mezi proměnnými neexistuje lineární korelace. Korelaci mezi celkovým počtem zatopených jezírek a počtem snůšek se tedy podařilo statisticky prokázat.

Lineární korelace počtu zatopených jezírek a počtu snůšek na jednotlivých výsypkách:

výsypka	korelační koeficient	koeficient determinace	p-hodnota
AV	-0.007	0,000	0,979
HJV	-0.018	0.000	0,942
KV	0,116	0,013	0,696
RV	0,151	0,022	0,605

Při podrobnějším výpočtu lineární korelace počtu jezírek a snůšek pro každou výsypku zvlášť byly získány výsledky výrazně odlišné od výsledku celkové korelační analýzy. Korelační koeficienty u všech výsypek zvlášť vyšly velmi blízko nule a ani statistické testování nulovou hypotézu, předpokládající nezávislost proměnných, nevyvrátilo. Případnou korelaci musíme uvažovat jako velmi slabou a zanedbatelnou. U dat z Albrechtické a Hornojihetínské výsypky můžeme pozorovat negativní korelační koeficient, u dat z výsypek Kopistská a Růžodolská naopak pozitivní. Hodnoty koeficientů determinace vyšly také velmi nízko. Pouze u Kopistské a Růžodolské výsypky bychom mohli diskutovat o tom, že 1 % (Kopistská) respektive 2 % (Růžodolská) abundance snůšek by mohlo být závislých na počtu zavodněných tůní.

Korelační koeficient, koeficient determinace a p-hodnota pro vztah mezi počtem všech snůšek a počtem všech obsazených jezírek:0,913 0,835 $p < 10^{-15}$

Korelační koeficient i koeficient determinace vyšly pro celkovou korelaci počtu obsazených jezírek a počtu snůšek ještě výše, než pro celkovou korelaci počtu zatopených jezírek a počtu snůšek.

Lineární korelace obsazených jezírek a počtu snůšek:

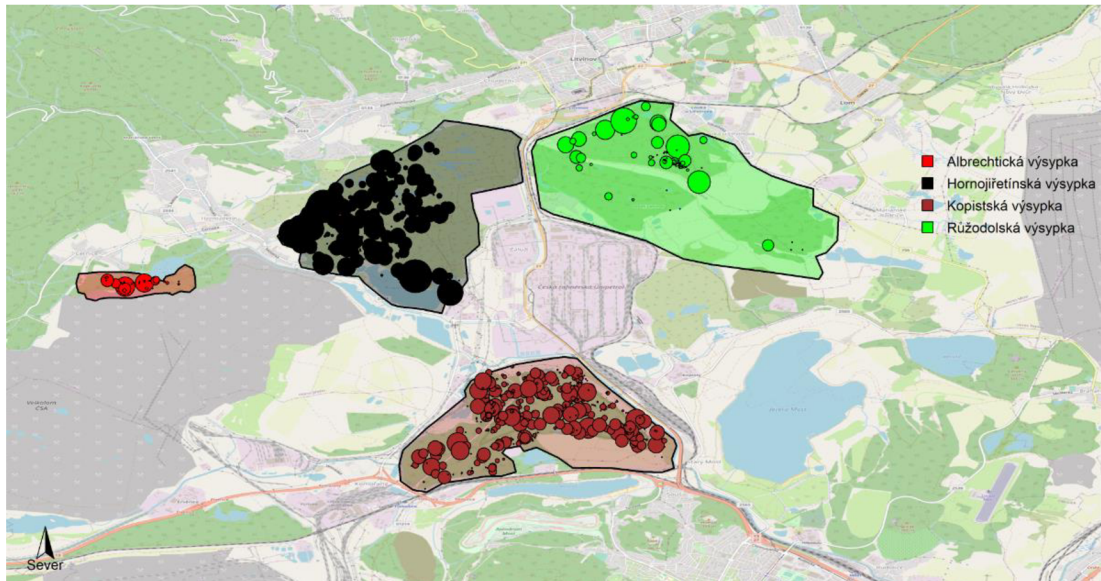
výsypka	korelační koeficient	koeficient determinace	p-hodnota
AV	0,390	0,152	0,168
HJV	0,686	0,471	$p < 10^{-2}$
KV	0,866	0,751	$p < 10^{-4}$
RV	0,826	0,683	$p < 10^{-3}$

Statistické testování nevyvrátilo nulovou hypotézu o nepřítomnosti lineární korelace obsazených jezírek a počtu snůšek u Albrechtické výsypky ($p > 0,05$). U všech ostatních výsypek byla nulová hypotéza vyvrácena a předpokládáme hypotézu alternativní, která předpokládá lineární korelaci mezi počtem obsazených jezírek a počtem snůšek. Svědčí o tom i značně vysoké korelační koeficienty.

4.6 Distribuční a hustotní mapa modelového druhu na výsypkách

Pomocí metod popsaných v kapitole „Metodika“ byla zpracována distribuční a hustotní mapa s hotspoty snůšek skokana štíhlého. Mapa znázorňuje polygonovou vrstvu výsypek odlišených různými barvami. Dále mapa obsahuje bodovou vrstvu jezírek mapovaných během jarního monitoring. Z atributové tabulky bodové vrstvy je využita informace o počtu snůšek na jezírko. Právě početnost snůšek je demonstrována velikostí bodů. Mapa tak znázorňuje hotspoty početnosti snůšek na jednotlivých výsypkách. Patrný je diametrální rozdíl v hustotě kladení na technicky rekultivovaných a nereakultivovaných částech výsypek. U Hornojiřetínské výsypky je také velmi dobře patrný směr a tendence šíření modelového druhu od jihovýchodního cípu výsypky. Podrobná interpretace mapy a pozorovaných skutečností bude popsána v kapitole „Diskuse“.

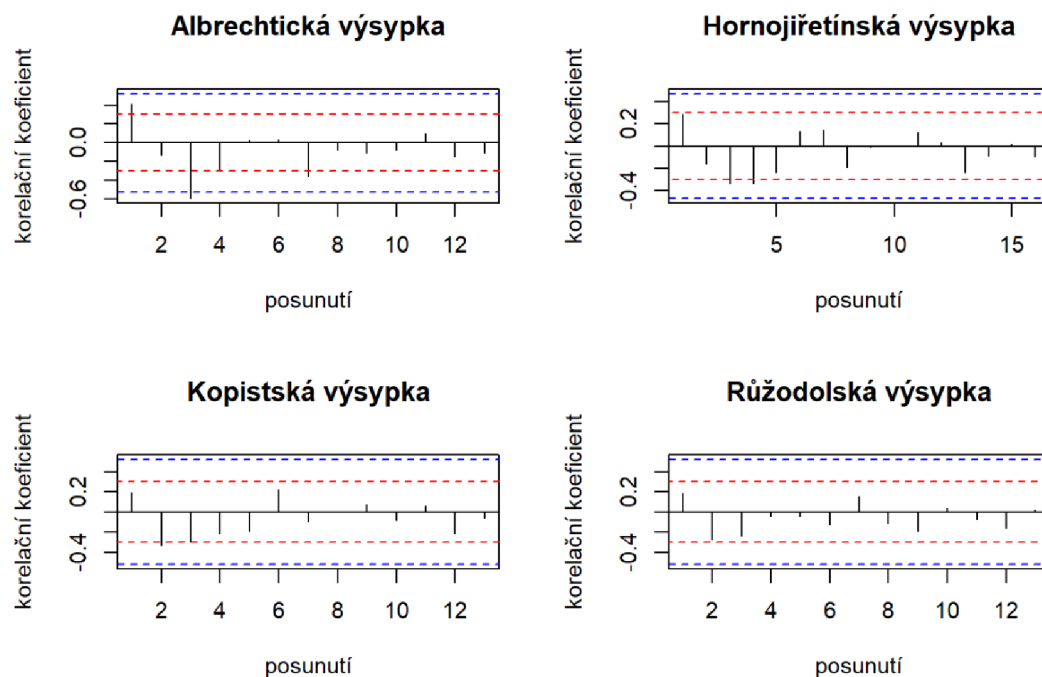
Obrázek 8: Distribuční a hustotní mapa snůšek skokana štíhlého na čtyřech studovaných mosteckých výsypkách. Velikosti bodů znázorňují početnost snůšek na jezírko zprůměrovanou za celé sledované období. Shluky koleček vytvářejí hotspoty přítomnosti skokanů během období kladení snůšek.



4.7 Detekce přítomnosti density-dependence efektu

V této podkapitole bylo cílem popsat, zda a s jakou intenzitou působí v jednotlivých populacích (výsypkách) tzv. density-dependence efekt. K vyhodnocení této hustotní závislosti početností v po sobě jdoucích letech byla využita parciální autokorelace. Parciální autokorelaci lze využít ke korelační analýze proměnné s různým počtem časových mezer (v našem případě početnost snůšek v různých letech). Časové mezery označujeme jako tzv. zpoždění (lagy). Vzhledem k sezonalitě kladení snůšek modelového druhu této práce (uvažujeme kladení jednou ročně během jara) odpovídá jeden lag jednomu roku. Pro jednotlivá posunutí (lagy) byl vypočítán korelační koeficient v programu R (R Core Team 2022). Výsledky byly graficky zobrazeny pomocí korelogramů (graf č. 11), včetně zanesení hladiny významnosti a hladiny střední velikosti efektu podle Cohena (1988). V drtivé většině případů výpočtů parciální autokorelační funkce nebyla vyvrácena nulová hypotéza, která předpokládá neexistenci density-dependence efektu. Přestože se korelační koeficienty v našich výpočtech (tabulka č. 9) jeví vzhledem k hladině statistické významnosti (modrá linie v grafu č. 11) jako nízké, vzhledem ke střední velikosti efektu (oranžová linie v grafu č. 11) již nabývají, zejména pro lagy 2, 3, 4 jisté významnosti, což nasvědčuje možnému, avšak poměrně slabému působení density-dependence efektu.

Graf 11: Korelogramy parciální autokorelace snůšek na čtyřech mosteckých výsypkách. Modré linie označují hladinu významnosti. Oranžové linie značí střední velikost efektu podle Cohena (1988).



Tabulka 9: Korelační koeficienty spočítané funkcí *pacf* v programu R pro jednotlivé posunutí (lagy) v rámci parciální autokorelace počtu snůšek na čtyřech výsypkách (AV = Albrechtická výsypka, HJV = Hornojřetínská výsypka, KV = Kopistská výsypka, RV = Růžodolská výsypka).

posunutí	AV	HJV	KV	RV
1	0,409	0,290	0,191	0,182
2	-0,130	-0,159	-0,335	-0,275
3	-0,597	-0,335	-0,297	-0,240
4	-0,294	-0,334	-0,216	-0,044
5	0,024	-0,240	-0,194	-0,043
6	0,033	0,134	0,221	-0,130
7	-0,358	0,147	-0,100	0,152
8	-0,078	-0,195	-0,002	-0,115
9	-0,104	-0,007	0,072	-0,195
10	-0,080	0,005	-0,083	0,038
11	0,094	0,127	0,058	-0,072
12	-0,153	0,031	-0,216	-0,159
13	-0,104	-0,240	-0,060	0,019
14	-	-0,086	-	-
15	-	0,016	-	-
16	-	-0,096	-	-

5. Diskuse

V rámci této práce byl analyzován datový set ze čtyř výsypek Mostecka. Výsypky byly sledovány po dobu sedmnácti let v kuse. V průběhu terénního monitoringu byly sčítány snůšky skokana štíhlého a zároveň zaznamenávány charakteristiky reprodukčních biotopů. Na základě těchto dat je odhadována početnost jednotlivých populací. Probíhá také snaha o vyhodnocování trendů v populační dynamice tohoto druhu. Kapitola „Diskuse“ je členěna na sedm podkapitol, ve kterých je poskytnut přehled o charakteristikách sesbíraných dat či vlastnostech sledovaného území z pohledu reprodukčních biotopů. Dále jsou řešeny problematiky vyhodnocující cíle této práce.

5.1 Charakteristika datového souboru

Za zdůraznění stojí to, že průměry jsou zpravidla vyšší než hodnoty mediánů, což svědčí o vychýlení těžiště datových sad. Hodnoty mediánů zároveň dosahují vždy nulových hodnot. To znamená, že se v datovém souboru vyskytuje nadpoloviční podíl neobsazených jezírek. To by mohlo být způsobeno buďto nevyhovujícím prostředím jezírek ke kladení, nebo nenasyceností prostředí modelovým druhem. Hodnoty 3. kvartilu jsou však již nenulové (s výjimkou Růžodolské výsypky). To znamená, že minimálně 25 % vodních ploch na výsypkách je v průměru obsazeno modelovým druhem ke kladení. Dále lze pozorovat značné výkyvy maxima, směrodatné odchylky i rozptylu v rámci jednotlivých let, což poukazuje na výrazné fluktuace početnosti snůšek, jak mimo jiné uvádějí i další autoři (Marsh 2001, Marsh et Trenham 2001).

5.2 Poměry zvodnělých, vyschlých a nemapovaných jezírek

V rámci této práce bylo mimo jiné zjišťováno, jak se chovají výkyvy v početnosti toho roku zvodnělých jezírek na jednotlivých výsypkách. Nejvyšší průměrná hodnota zavodnění byla detekována na Hornojiřetínské výsypce a dosahovala 88 %. Průměrná hodnota zavodnění tůň na Růžodolské výsypce dosahovala 87 %, na Kopistské 80 % a na Albrechtické 74 %. Mediánové hodnoty se vždy pohybovaly v blízkosti průměru. Nebyly tedy odhaleny zásadní rozdíly mezi výsypkami, což naznačuje, že vysychání jezírek je ovlivňováno nějakým regionálním faktorem, například vyšším suchem v celé hnědouhelné pánvi. Výkyvy počtu

zatopených jezírek v průběhu let nedosahují extrémních rozdílů. Výjimkou je Albrechtická výsypka, kde vysychání poměrně značně kolísá, avšak to je nejspíše způsobeno malým vzorkem jezírek, na kterém se každé vyschlé jezírko promítne v relativním poměru mnohem větším podílem. Dále je na místě zmínit pokles v zatopení na Kopistské výsypce, kdy se poměr vyschlých jezírek snížil od roku 2019 (výrazně suchý rok) k hodnotám okolo 50 % jezírek. Zajímavé je, že na Hornojiřetínské, ani na Růžodolské výsypce se tento pokles takto výrazně neprojevil. Mohlo by to být způsobeno tím, že Kopistská výsypka má výrazně rozvinutější stromové patro oproti ostatním výsypkám. Je tak možné uvažovat nad tím, že dřeviny díky zintenzivněnému transpiračnímu proudu v důsledku sucha přispěly k vysychání výsypky. Studium narušených ploch v kontextu vysychání půd se zabýval například Pavlas (2014). Ten naopak došel k závěrům, že k vysychání jsou náchylnější stanoviště bez výrazného pokryvu stromového patra. To je podle něj způsobeno tím, že plochy bez zastínění stromovým patrem se mohou rychleji zahřívat i ochlazovat, čímž se prostředí stává méně stabilní k udržení vlhkosti. Úvaha o umocňování vysychání Kopistské výsypky díky zvýšenému transpiračnímu proudu je tedy pouze spekulace, kterou by bylo zajímavé dále zkoumat.

5.3 Poměry obsazenosti vodních ploch

Průměrná hodnota obsazenosti jezírek je nejvyšší u Hornojiřetínské výsypky a dosahuje 39 %, u Albrechtické dále pak 31 %, u Kopistské 29 % a u Růžodolské 21 %. Hodnoty mediánů se opět pohybují velmi blízko hodnotám průměrů. Nejvyšší podíl obsazenosti na Hornojiřetínské výsypce by mohl být způsoben vhodným umístěním ekologicky hodnotného lužního lesa při západním okraji výsypky, ze kterého se skokani na výsypku pravděpodobně šíří (Doležalová 2007). Nejnižší obsazenost je detekována na Růžodolské výsypce, která je z většiny technicky rekultivována, což pravděpodobně vytváří méně vhodné prostředí pro modelový druh. Toto je v souladu se zjištěním studie, kterou na výsypkových plochách provedli Vojar et al. (2016). Fluktuace obsazenosti se v průběhu let na všech výsypkách pohybují až o desítky procent v poměru k neobsazeným plochám. V případě Kopistské a Růžodolské výsypky se za období sčítání změnili dokonce v horizontu dvou řádů. O vztahu obsazenosti a početnosti jezírek je pojednáváno v bodu 5.5 kapitoly „Diskuse“.

5.4 Popis fluktuací početnosti snůšek

Velikost populací se může v průběhu let značně lišit, jak dokládají i další autoři (Marsh 2001, Marsh et Trenham 2001). Fluktuace početnosti mohou být způsobovány širokým spektrem příčin. Například vnitrodruhovou konkurencí, nadměrnou, nebo naopak nízkou predací, epidemií, ale také počasím v průběhu celého roku (Alford et Richards 1999). Zvýšeným vysycháním vodních ploch před metamorfózou pulců (Koláš 2018), nebo naopak nezvykle nízkými teplotami během zimy. Díky těm mohou uhynout značné počty pohlavně dospělých jedinců. Fluktuace početnosti může tedy ovlivňovat množství příčin, které spolu mohou, ale i nemusejí souviset.

Díky grafu č. 10 můžeme odhadovat, že k poklesům dochází v jakýchsi cyklech. První z nich se opakuje častěji a poklesy v početnosti snůšek dosahují nižších hodnot. Druhý nastává v delších časových intervalech, ale působí mnohem výrazněji. Nejzřetelněji je toto vidět na Hornojiřetínské a Růžodolské výsypce, ale i na dalších výsypkách je toto patrné. Na Hornojiřetínské výsypce, kde je tento jev nejpatrnější se zdá, že poklesy s kratší časovou periodou se opakují přibližně v tříletých cyklech, zatímco k poklesům vysoké intenzity dochází přibližně jednou za 8 až 12 let. Dno prvního nejrapidnějšího poklesu by šlo detekovat někdy do období počátků sledování v roce 2005, následoval pokles v roce 2012 2013. Podle předpokladu by mohlo dno dalšího výrazného poklesu nastat v roce 2022, 2023, či 2024. Je však potřeba konstatovat, že délka časové řady je ve vztahu k vyhodnocování takovýchto cyklicky se opakujících poklesů ještě poměrně krátká a výše zmíněné úvahy je třeba brát spíše jako námět k sestavení výzkumných otázek do dalších prací.

Při pohledu na graf č. 10, který znázorňuje fluktuace počtů snůšek mezi lety si lze povšimnout, že populace na dvou nejpočetněji osídlených výsypkách (Hornojiřetínská, Kopistská) se v jistých letech chovají velmi podobně. To by mohlo naznačovat vliv regionálního faktoru, který působí hromadně na jednotlivé populace.

Hypoteticky by se mohlo jednat o sucho ovlivňující vysychání mělkých tůní v průběhu letních měsíců, na které je vázána značná mortalita pulců před metamorfózou. Masové vymření pulců během suché sezóny by se tak mohlo projevit na početnosti pohlavně dospělých jedinců o dva až tři roky později (doba pohlavního dospívání skokanů) (Mačát 2008). Tou dobou by mohla být výrazně snížena početnost aktivně se rozmnožujících žab, a tím pádem i snůšek. Problematikou vysychání periodických tůní na zájmovém území se

zabýval Koláš (2018). Ve výzkumu tohoto autora bylo zjištěno, že skokani prokazatelně více preferují při kladení snůšek tůně trvalé, nikoliv periodické. Vysychání periodických tůní tedy ale také nemusí být významnou příčinou, která způsobuje rozsáhlé fluktuace v populacích. Dalším faktorem by teoreticky mohla být teplota vzduchu a průběh počasí během zimních měsíců. Dosavadní pozorování nasvědčují tomu, že změny v počasí budou mít pravděpodobně významný vliv na početnost skokana na výsypkách. Do budoucna by bylo vhodné věnovat se této problematice a sestavit model zohledňující vliv klimatických faktorů. Mohlo by to výrazně pomoci k vyjasnění zákonitostí populační dynamiky modelového druhu.

5.5 Analýza vztahu mezi počtem snůšek a počtem vodních ploch

V kontextu druhého cíle této práce byly řešeny dvě otázky.

- a) Koreluje počet zatopených jezírek s počtem snůšek na jednotlivých výsypkách?
- b) Koreluje počet obsazených jezírek s počtem snůšek na jednotlivých výsypkách?

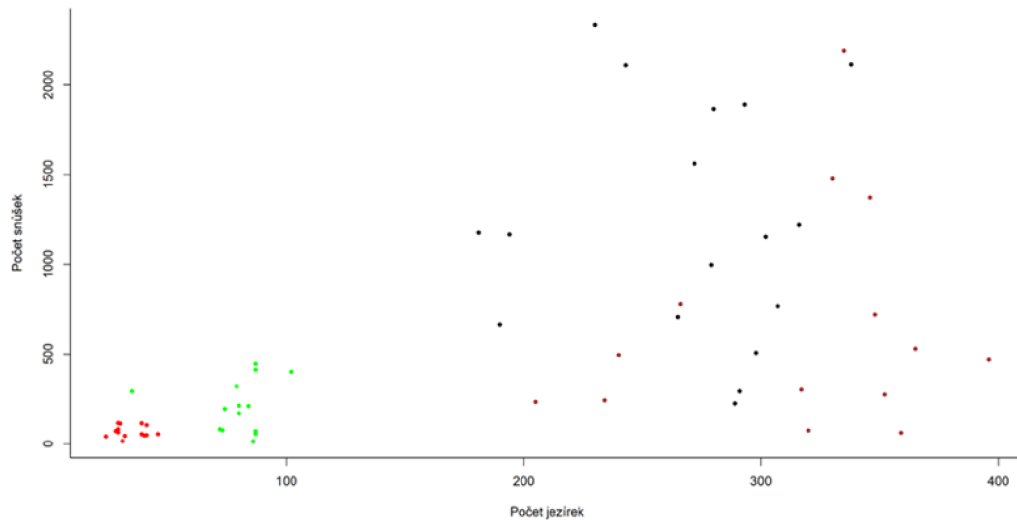
Korelace sice neimplikuje kauzalitu, avšak v našem případě je zřejmé, že jako závislou proměnnou můžeme stanovit počet snůšek, nikoliv počet jezírek, neboť počet snůšek nemůže z logiky věci ovlivňovat počet zatopených jezírek. Naopak počet zatopených jezírek může ovlivňovat počet snůšek.

V případě první otázky nebyla lineární korelace prokázána pro jednotlivé výsypky zvlášť. To znamená, že početnost snůšek se průkazně nezvyšuje, ale ani nesnižuje v závislosti na počtu zatopených jezírek. Lze z toho vyvodit zajímavý závěr o nenasycenosti kapacity prostředí pro modelový druh. Kdyby bylo prostředí „přesyceno skokany“, korelace zatopených jezírek a snůšek by se pravděpodobněji projevila mnohem silněji, možná i statisticky průkazně.

Zajímavým úkazem, který se v této práci podařilo detekovat je tzv. Simpsonův paradox. Simpsonův paradox je statistický úkaz, který popisuje, jak se při srovnání dvou či více entit během více období jeví jednotlivé entity samy o sobě jako statisticky neprůkazné, avšak v celkovém rozsahu jako statisticky průkazné (Simpson 1951; Chajma 2020). Modelovou situaci Simpsonova paradoxu v kontextu této práce lze demonstrovat na následujícím grafu.

Graf 12: Graficky zobrazený Simpsonův paradox (červená = Albrechtická výsypka, černá = Hornojiřetínská výsypka, hnědá = Kopistská výsypka, zelená = Růžodolská výsypka).

Znázornění Simpsonova paradoxu



Simpsonův paradox je zde patrný v souvislosti s tím, že ačkoliv korelační koeficienty vyšly pro jednotlivé výsypky velmi blízko nule, korelační koeficient spočítaný pro všechny zatopená jezírka a snůšky na všech výsypkách dohromady vyšel přibližně 0,66, což ukazuje na poměrně silnou korelaci. Vysvětlení jde vidět v grafu výše, kdy díky diametrálně odlišným početnostem jezírek i snůšek na jednotlivých výsypkách vzniká zdánlivý pocit korelace zatopených jezírek s počtem snůšek. K pochopení si můžeme pomoci pomyslnou trendovou přímkou, kterou pokud proložíme všemi body v grafu, dostaneme poměrně silnou korelaci. Pokud však trendové přímky proložíme jednotlivými shluky v grafu (jednotlivé barvy), významnější korelace se neprojeví. Odhalení tohoto úkazu je značně podstatné, neboť zabránilo drastickému zkreslení výsledků i samotné interpretace. V pracích zaměřených na populační dynamiku skokanů štíhlých na výsypkách je tedy žádoucí toto v budoucnu zohlednit a vyhodnocovat proměnné pro každou výsypku samostatně.

Dále byla statisticky prokázána korelace počtu obsazených jezírek (tj. jezírek využívaných skokany ke kladení) a počtu snůšek na výsypce Hornojiřetínské, Kopistské a Růžodolské. Korelace byla vyhodnocena jako silně pozitivní. Prokázána nebyla korelace na výsypce Albrechtické, avšak korelační koeficient byl spočítán na hodnotě přibližně 0,39, což poukazuje spíše na střední závislost. Když se zvýší počet snůšek, například v důsledku vhodných klimatických podmínek v daném roce, statisticky průkazně se zvyšuje i obsazenost jezírek, což se dá vykládat tak, že skokan má tendenci se v důsledku vyhovujících podmínek

šířit po výsypce a klást do doposud neobsazených jezírek. To opět vede k úvaze o nenasycenosti nosné kapacity prostředí.

5.6 Distribuční a hustotní mapa modelového druhu na výsypkách

Distribuce snůšek skokanů na **Albrechtické** výsypce je relativně rovnoměrná a poměrně rovnoměrně kopíruje rozložení jezírek po celé výsypce. Vyjma jižně situovaných jezírek, zničených v roce 2016 rekultivací. Dva výraznější hotspoty se nalézají zhruba ve středu výsypky na ose zámek Jezeří–rybník Černice. Při pohledu na mapu je patrné, že výsypka je od okolní krajiny izolována v jižním a jihovýchodním směru povrchovým dolem Československé armády. Ze severovýchodu pak obcí Horní Jiřetín a ze severu obcí Černice. Teoretické osídlení výsypky by bylo možné od samotného úpatí Krušných hor na západě výsypky. Odtud přitéká Albrechtický potok, který lemuje severní část výsypky. Zároveň jsou na něj vázány mokřadní krajinné prvky, které mohou podporovat osídlování výsypky ze západního směru. Přítomnost tamější populace však není potvrzena. Dále se jeví jako pravděpodobný přesun skokanů mezi Albrechtickou výsypkou a jižním okrajem Hornojiřetínské výsypky prostřednictvím úzkého mokřadního pásu táhnoucího se ve směru západ–východ od Albrechtické výsypky k vodní nádrži Propadlina. Byla prokázána značná populační hustota skokanů v jižní části Hornojiřetínské výsypky a v okolí Propadliny (obrázek č. 8 na str. 66) a šíření druhu na Albrechtickou výsypku nelze vyloučit. Prostředí Albrechtické výsypky je technicky nerepektované a vzhledem k dlouhodobé presenci druhu na lokalitě se jeví jako vhodné, o čemž svědčí i poměrně rovnoměrná distribuce osídlených ploch na výsypce. Vzhledem k velikosti zdejší populace by rizikem snad mohlo být izolování výsypky od mokřadního prvku liniového charakteru zmiňovaného výše. Tuto skutečnost by bylo vhodné preventivně zohlednit v územním plánování.

Hornojiřetínská výsypka je ukázkovým příkladem významnosti nerepektovaných post-těžebních těles pro organismy. Na vytvořené mapě je zřetelně vidět hranice mezi technicky nerepektovanou částí výsypky (jihozápadní část) a technicky repektovanou částí (severovýchodní část) z pohledu obsazenosti modelovým druhem. Hotspoty byly identifikovány v jihozápadním cípu výsypky, který sousedí s lužním lesem, ve kterém pravděpodobně skokan štíhlý relativně snadno zimuje, jak uvádí například Doležalová (2007). Tato skutečnost opět významně podporuje předpoklad, že provázání výsypek s ekologicky hodnotnými částmi okolní krajiny je pro osídlování výsypek velmi důležité. Další významný hotspot byl identifikován v jižní části Hornojiřetínské výsypky, severně od

rozsáhlé vodní nádrže Propadlina. V těchto místech se v jarním období nachází rozsáhlý mokřadní biotop s velkým podílem mělčin o hloubce přibližně 0,5 metru, které se rychle prohřívají, což může svědčit vývoji snůšek.

Kopistská výsypka je od okolní krajiny snad nejzřetelněji izolovaná ze všech studovaných ploch, přesto, nebo možná právě proto v rámci ní došlo k velmi rovnoměrné distribuci skokanů. Výsypka z pohledu obojživelníků pravděpodobně funguje jako značně uzavřený ekosystém. Velmi podstatná část výsypky nebyla technicky rekultivována (viz obrázek č. 7 na str. 39). Značná heterogenita prostředí je pravděpodobně hlavním důvodem zřetelného a relativně rovnoměrného rozšíření druhu po celé výsypce bez přítomnosti výrazných hotspotů.

Růžodolská výsypka je ve srovnání s ostatními výsypkami poněkud specifická svým nízkým podílem technicky nerektivované plochy. Na hustotě osídlení výsypky skokany se to výrazně projevuje, jak je vidět ve vytvořené mapce (obrázek č. 8 na str. 66). Významná koncentrace snůšek byla identifikována v malé technicky nerektivované enklávě ve středové až severní části výsypky. Zajímavým a dosud nepozorovaným zjištěním je přítomnost významných hotspotů táhnoucích se ve směru jihozápad–severovýchod podél severní hrany výsypky. V této oblasti se nachází rozsáhlé z jara zaplavené území. Svým charakterem ve smyslu rozlohy (tisíce m²) a hloubky (0,5–1 m) je svým způsobem paralelou k rozsáhlé zavodněné oblasti severně od vodní plochy Propadlina na Hornojiřetínské výsypce, kde je také hustota obsazení značná. Můžeme tedy usuzovat, případně dále testovat předpoklad, že skokani štíhlí preferují pro kladení snůšek rozsáhlé a zatopené, avšak relativně mělké plochy. Doposud se předpokládaly spíše preference k menším vodním plochám, avšak nově zkonstruovaná distribuční a hustotní mapa přináší nový pohled na možné biotopové preference, a to nejen z pohledu rozmnožování, ale i zimování.

5.7 Detekce přítomnosti density-dependence efektu

Snahou v tomto cíli práce bylo pokusit se kvantifikovat hustotní závislost počtů snůšek v jednotlivých letech mezi sebou.

V některých situacích hodnota proměnné v jistém okamžiku souvisí s hodnotou proměnné v dřívějším časovém bodě. Autokorelační analýza měří vztah mezi různými body v čase, a tak hledá trend v časové řadě (Chajma in verb.) Parciální autokorelační funkce (*pacf*) se používá obvykle pro posouzení, zda řada reziduí má charakter tzv. bílého šumu. Je vhodné

využívat jejich grafy při modelování časových řad, případně při dekompozici časových řad, za účelem sezónního očišťování atd. (Kozák et al. 1994).

Matematický princip parciální autokorelace je následující: první sloupec parciální autokorelační funkce v korelogramu vyjadřuje sílu lineární korelace mezi řadou x_t a řadou x_{t-1} , $t = 2, 3, \dots, T$, druhý sloupec vyjadřuje sílu lineární korelace mezi řadou x_t a řadou x_{t-2} , $t = 3, 4, \dots, T$, zohledňuje přitom přítomnost řady x_{t-1} , třetí sloupec vyjadřuje sílu lineární korelace mezi řadou x_t a řadou x_{t-3} , $t = 4, 5, \dots, T$, zohledňuje přitom přítomnost řady x_{t-1} a x_{t-2} atd. (Arltová et Arlt 1995).

Parciální autokorelaci lze aplikovat na různé počty časových mezer, které označujeme jako tzv. zpoždění (lagy). Pokud bychom například chtěli korelovat průměrnou teplotu konkrétní hodiny během dne s průměrnou teplotou stejné hodiny během příštího dne, lze použít autokorelaci s prodlevou 24 (za předpokladu, že den má 24 hodin). Vzhledem k sezonalitě kladení snůšek modelového druhu této práce (uvažujeme kladení jednou ročně během jara) odpovídá jeden lag jednomu roku. Korelační koeficienty se v našich výpočtech (graf č. 11) jeví vzhledem k hladině statistické významnosti jako nízké.

Vzhledem k charakteru našich dat však můžeme stanovit mírnější hranici pro vyvrácení hypotézy o neexistenci dependence-density efektu (Chajma in verb.). Využít můžeme například stupnici Jacoba Cohena, který konstatuje, že korelační koeficient (např: Pearsonův koeficient součinné korelace) lze jako koeficient velikosti efektu (tzv. effect size) využít, pokud to charakter dat umožňuje (Sigmundová et Sigmund 2010). Přičemž míru vztahu, vyjádřenou absolutními hodnotami koeficientu lze interpretovat následovně: malý efekt = 0,10 střední efekt = 0,30 velký = 0,50 (Cohen 1988).

Při zohlednění této alternativní hladiny, můžeme konstatovat průkaznost density-dependence efektu, a to u výsypek Albrechtické, Hornojiřetínské, Kopistské a téměř i u Růžodolské, avšak pouze ve třetím a čtvrtém lagu. V těchto případech bylo dosaženo statistické významnosti. Korelační koeficienty jsou vychýleny v zápornou část osy. To by mohlo znamenat, že se tříletým až čtyřletým zpožděním populace rozmnožujících se skokanů reaguje snížením početnosti na hustotu rozmnožující se populace před třemi až čtyřmi lety (negativní korelační koeficient). Také je vhodné si uvědomit, že skokani štíhlí dosahují pohlavní dospělosti po dvou nebo třech letech (Mačát 2008). To by mohlo vysvětlovat, proč se případný dependence-density efekt projevuje s tříletým zpožděním. Přítomnost dependence-density efektu můžeme na studovaných územích předpokládat,

avšak efekt se jeví jako značně slabý a na výkyvy abundance skokanů působí mnohem výrazněji pravděpodobně další vlivy.

6. Závěry

- V posledních několika desetiletích dochází k rapidnímu poklesu počtů obojživelníků. Děje se tak zejména v závislosti na ztrátě vhodných biotopů. Ty zanikají především díky negativním antropogenním činnostem. Na druhé straně člověk svou činností, například těžbou nerostných surovin, vytváří biotopy nové, které mají potenciál kompenzovat znehodnocování běžné krajiny, a poskytnout tak organismům hodnotná útočiště.
- Aby bylo možné environmentální potenciál těchto nových území využít a organismy osidlující tyto lokality chránit, je třeba studovat jejich populační dynamiku. Za tímto účelem probíhá na čtyřech výsypkách na Mostecku dlouhodobý monitoring (2005 až 2021) početnosti skokana štíhlého (na přibližně tisíci vodních ploch), ke kterému jsem přispěl v rámci řešení této práce v letech 2018 až 2021.
- V kontextu této práce byly stanoveny čtyři hlavní cíle: popis rozsahu fluktuací skokana štíhlého v zájmovém území, vyhodnocení vztahu počtu v daný rok zvodnělých jezírek a počtu snůšek, dále konstrukce distribuční a hustotní mapy modelového druhu a detekce tzv. density-dependence efektu, tzn. vyhodnocení hustotní závislosti počtů snůšek v různých obdobích.
- Byly potvrzeny významné fluktuace v početnosti skokana štíhlého. Bylo zjištěno, že skokan štíhlý zatím nedosáhl na studovaných plochách nosné kapacity prostředí a má tendenci se po výsypkách dále šířit. Dále také, že přítomnost ekologicky hodnotných krajinných útvarů v blízkosti výsypek významně urychluje jejich osidlování obojživelníky. Co se týče přítomnosti density-dependence efektu, můžeme jej na studovaných územích či v jejich částech předpokládat, avšak efekt se jeví jako slabý a výkyvy v početnostech způsobují pravděpodobně také další vlivy.
- Výsledky této práce dokládají vysoký environmentální potenciál technicky nerektivovaných výsypek. Tyto plochy mají tendenci dosahovat násobně vyšších hustot osídlení organismy, a proto by bylo vhodné toto zohlednit při aktualizaci související legislativy a rekultivační praxi.

7. Bibliografické citace

- Alford R.A., Richards S.J., 1999: Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133–165.
- AOPK ČR, 2022: Nálezová databáze ochrany přírody: *Rana dalmatina*.
- Amphibiaweb, 2022: Amphibian Species By the Numbers 2022.
- Anderwartha H.G., 1957: The use of conceptual models in Population ecology. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 219–236.
- Andrewartha H.G., Birch L.C., 1954: *The Distribution and Abundance of Animals*. University of Chicago Press, Chicago.
- Arltová M., Arlt J., 1995: Grafické metody analýzy ekonomických časových řad. *Statistika* 32: 483–493.
- Baillie J.E.M., Hilton–Taylor C., Stuart S.N. (eds), 2004: 2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland and Cambridge.
- Baruš V., Oliva O. (eds), 1992: *Fauna ČSFR. Obojživelníci – Amphibia*. Academia, Praha.
- Beebee T.J.C., 2013: Effects of Road Mortality and Mitigation Measures on Amphibian Populations. *Conservation Biology* 27: 657–668.
- Beja P., Alcazar R., 2003: Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation* 114: 317–326.
- Bejček V., Šťastný K., 1984: The succession of bird communities in spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska* 32: 245–259.
- Berven K.A., 1990: Factors Affecting Population Fluctuations in Larval and Adult Stages of the Wood Frog (*Rana sylvatica*). *Ecological Society of America* 71: 1599–1608.
- Bivand R., Keitt T., Rowlingson B., 2022: rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-29. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Bissattini A.M., Buono V., Vignoli L., 2019: Disentangling the trophic interactions between American bullfrogs and native anurans: Complications resulting from post-metamorphic ontogenetic niche shifts. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 270–281.

- Bjørnstad O.N., Grenfell B.T., 2001: Noisy clockwork: time series Analysis of population Fluctuations in animals. *Science* 293: 638–643.
- Bodenheimer F.S., 1928: Welche Faktoren regulieren die Individuenzahl einer Insektenart in der Natur? *Biologisches Zentralblatt* 48: 714–739.
- Blaustein A.R., Wake D.W., Sousa W.P., 1994: Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8: 60–71.
- Blaustein A.R., Han B.A., Relyea R.A., Johnson P.T., Buck J.C., Gervasi S.S., Kats L.B., 2011: The complexity of amphibian population declines: Understanding the role of cofactors in driving amphibian losses. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223(1): 108–119.
- Brannelly L.A., McMahon T.A., Hinton M., Lenger D., RichardsZawacki C.L., 2015: *Batrachochytrium dendrobatidis* in natural and farmed Louisiana crayfish populations: Prevalence and implications. *Diseases of Aquatic Organisms* 112: 229–235.
- Brian T., Scott D.E., Pechmann J.H.K., Gibbons W., 2010: Climate change correlates with rapid delays and advancements in reproductive timing in an amphibian community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278: 2191–2197.
- Carey B., 2013: Climate change on pace to occur 10 times faster than any change recorded in past 65 million years, Stanford scientists say. *Stanford News*.
- Cílek V., 2007: Nový problém: globální cyklus dusíku. *Vesmír* 86: 362–368.
- Cohen J., 1988: *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. Department of Psychology, New York University, New York.
- Collins J.P., Storfer A., 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9: 89–98.
- Collins J.P., Halliday T., 2005: Forecasting changes in amphibian biodiversity: aiming 34 at a moving target. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 360: 309–314.
- Connel J.H., Sousa W.P., 1983: On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist* 121: 789–824.
- Cox J.G., Lima S.L., 2006: Naivete and an aquatic–terrestrial dichotomy in the effects of introduced predators. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 674–680.

- Cushman S.A., 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231–240.
- Daszak P., Berger L., Cunningham A.A., Hyatt A.D., Green D.E., Speare R., 1999: Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerging infectious diseases* 6: 735–748.
- DeVore J.L., Maerz J.C., 2014: Grass invasion increases top-down pressure on an amphibian via structurally mediated effects on an intraguild predator. *Ecology* 95: 1724–1730.
- Didham R.K., Tylianakis J.M., Gemmill N.J., Rand T.A., Ewers R.M., 2007: Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 489–496.
- Diesner G., Reichholf J., 1997: *Obojživelníci a plazi*. Ikar, Praha.
- Diffenbaugh N.S., Field C.B., 2013: Changes in Ecologically Critical Terrestrial Climate Conditions. *Science* 341: 486–492.
- Doležalová J., 2007: *Obojživelníci výsypkových ploch Mostecka*. Česká zemědělská univerzita, katedra ekologie a životního prostředí ČZU v Praze, Praha. (diplomová práce, nepublikováno).
- Dufresnes C., Pellet J., Bettinelli-Riccardi S., Thiebaud J., Perrin N., Fumagalli L., 2016: Massive genetic introgression in threatened northern crested newts (*Triturus cristatus*) by an invasive congener (*T. carnifex*) in Western Switzerland. *Conservation Genetics* 17: 839–846.
- ESRI, 2011: *ArcGIS Desktop: Release 10.7.1*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fahrig L., Merriam G., 1994: Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.
- Fairweather P.G., 1988: Predation can increase variability in the abundance of prey on seashore. *Oikos* 53: 87–92.
- Falaschi M., Melotto A., Manenti R., Ficetola G.F., 2020: Invasive Species and Amphibian Conservation. *Herpetologica* 76(2). 216–227.
- Ficetola G.F., Thuiller W., Miaud C., 2007: Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species—The American bullfrog. *Diversity and Distributions* 13: 476–485.

- Fitzpatrick L.D., Pasmans F., Martel A., Cunningham A.A., 2018: Epidemiological tracing of *Batrachochytrium salamandrivorans* identifies widespread infection and associated mortalities in private amphibian collections. *Scientific Reports* 8: 13845.
- Gaisler J., Zima J., 2018: *Zoologie obratlovců*. Academia, Praha.
- Gaston K.J., McArdle B.H., 1994: The temporal variability of animal abundances: measures, methods and patterns. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 345: 335–358.
- Gendron A.D., Marcogliese D.J., Barbeau S., Christin M.S., Brousseau P., Ruby S., Cyr D., Fournier M., 2003: Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm *Rhabdias ranae*. *Oecologia* 135: 469–476.
- Gerow K., Kline N.C., Swann D.E., Pokorný M., 2010: Estimating annual vertebrate mortality on roads at Saguaro National Park, Arizona. *Human-Wildlife Interactions* 4: 283–292.
- Gibbs J.P., Shriver W.G., 2005: Can road mortality limit populations of pond-breeding amphibians? *Wetlands, Ecology & Management* 13: 281–289.
- Gibson R. C., Freeman M. 1997: Conservation at home: recovery programme for the agile frog *Rana dalmatina* in Jersey. *Jersey Wildlife Preservation Trusts* 33: 91–104.
- Gould J., Valdez J.W., Stockwell M.P., Clulow S., Mahony M.J., 2019: Mosquitoes as a potential vector for the transmission of the amphibian chytrid fungus. *Zoology and Ecology* 29: 38–44
- Green D.M., 2003: The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111(3): 331–343.
- Hallett T.B., Coulsen T., Pilkington J.G., Clutton-Brock T.H., Pemberton J.M., Grenfelt B.T., 2004: Why large-scale climate indices seem to predict ecological processes better than local weather. *Nature* 430: 71–75.
- Hanel L., 1992: *Poznáváme naše ryby*. Brázda, Praha.
- Hanski I., 1982: Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. *Oikos* 38: 210–221.
- Hanski I., 1991: Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 17–38.
- Hanski I., 1994: A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151–162.

- Hanski I., 1997: Metapopulation dynamics: from concepts to observations to predictive models. In: Hanski I.A., Gilpin M.E., (eds). Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego (CA). 69–91.
- Hanski I., 1999: Metapopulation ecology. Oxford university Press, Oxford.
- Hanski I., Kuussaari M., 1995: Butterfly metapopulation dynamics. In: Capuccino N., Price P.W. (eds). Population dynamics: new approaches and synthesis. Academic Press, San Diego. 149-171.
- Hanski I.A., Gilpin M.E., (eds) 1997: Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego (CA).
- Hartman P., Přikryl I., Štědranský E., 1998: Hydrobiologie. Informatorium, Praha.
- Hels T., Buchwald E., 2001: The effect of road kills on amphibian populations. Biological Conservation 99: 331–340.
- Hixon M.A., Pacala S.W., Sandin S.A., 2002: Population regulation: historical context and contemporary challenges of open vs. Closed systems. Ecology 83: 1490–1508.
- Holyoak M., 1993: New insights into testing for density dependence. Oecologia 93: 435–444.
- Horne M.T., Dunson W.A., 1994: Exclusion of the Jefferson salamander, *Ambystoma jeffersonianum*, from some potential breeding ponds in Pennsylvania: effects of pH, temperature, and metals on embryonic development. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 27: 323–330.
- Hossack B.R., Gould W.R., Patla D.A., Muths E., Daley R., Legg K., Corn P.S., 2015: Trends in Rocky Mountain amphibians and the role of beaver as a keystone species. Biological Conservation 187: 260–269.
- Houlahan J., Benedikt R., Schmidt C., Findlay S., Kuzmin S.R., Meyer A.H., 2000: Quantitative evidence for global amphibian population declines. Nature 6779: 752–755.
- Chajma P., 2020: Non-random mating patterns and consistency of behaviour of amphibians, Česká zemědělská univerzita, katedra ekologie a životního prostředí ČZU v Praze, Praha. (disertační práce, nepublikováno).
- Chlupáč I., Brzobohatý R., Kovanda J., Stráník Z., 2002: Geologická minulost České republiky. Academia, Praha.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (eds), 2010: Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha.

- Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J.W., Prach K. (eds), 2012: Ekologická obnova v České republice. AOPK ČR, České Budějovice.
- Jongepierová I., Pešout P., Prach K. (eds), 2018: Ekologická obnova v České republice. AOPK ČR, Praha.
- Keisecker J.M., Blaustein A.R., Belden L.K., 2001: Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410: 681–684.
- Kiesecker J., 2011: Global stressors and the global decline of amphibians: Tipping the stress immunocompetency axis. *Ecological Research* 26(5): 897–908
- Kingsland S.E., 1995: Modeling nature. Episodes in the history of Population ecology. University of Chicago Press, Cambridge.
- Kolář M., 2018: Faktory prostředí ovlivňující stabilitu vodních ploch na výsypkách. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. (bakalářská práce, nepublikováno).
- Kozák J., Hindls R., Arlt J., 1994: Úvod do analýzy ekonomických časových řad, skripta VŠE.
- Krebs C.J., 1994: Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. HarperCollins College Publishers, New York.
- Kuželka K., Surový P., 2018: Statistika v R Zpracování závěrečných prací pro lesnické obory, Praha.
- Lalremsanga H.T., 2021: Global declines of amphibians. Department of zoology, Aizawl, India. (nepublikováno).
- Langen T.A., Machniak A., Crowe E.K., Mangan C., Marker D.F., Liddle N., Roden B., 2007: Methodologies for surveying herpetofauna mortality on rural highways. *Journal of Wildlife Management* 71: 1361–1368.
- Levins R., 1969: Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for Biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237–240.
- Levins R., 1970: Extinction. In: Gerstenhaber M. (ed.) Some mathematical questions in biology. Lecture notes on mathematics in the life Sciences. Providence (RI): The American Mathematical Society: 75–107.
- Lindenmayer D.B., Likens G.E., 2010: The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143(6): 1317–1328.

- Loman J., Andersson G., 2007: Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation* 135(1): 46–56.
- Mačát Z., 2008: *Rana dalmatina*-skokan štíhlý: příroda České republiky. *Natura Bohemica*.
- Malthus T., 1798: *An essay on the principle of Population. An essay on the principle of Population, as it affects the future improvement of society with re-marks on the speculations of Mr. Godwin, M. Condorcet, and other writers.* Printed for J. Johnson, in St. Paul's Church-Yard, London.
- Marsh D.M., 2001: Fluctuations in amphibian populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 101(3): 327–335.
- Marsh D., Trenham P.C., 2001: Metapopulation Dynamics and Amphibian Conservation. *Conservation Biology* 15: 40–49.
- Martel A., Blooi M., Adriaensen C., Pasmans F., 2014: Recent introduction of a chytrid fungus endangers Western Palearctic salamanders. *Science* 346: 630–631.
- Maštera J., Zavadil V., Dvořák J., 2015: *Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky.* Academia, Praha.
- Meek R., 2021: Population trends of four species of amphibians in western France; results from a 15 year time series derived from road mortality counts. *Acta Oecologica* 110: 103713.
- Menge B.A., 1995: Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs: Patterns and importance. *Ecological Monographs* 65: 21–74.
- Meyer A.H., Schmidt B.R., Grossenbacher K., 1998: Analysis of three amphibian populations with quarter century long time series. *Proceedings of the Royal Society of London* 265: 523–528.
- Miaud C., Dejean T., Savard K., Millery-Vigues A., Valentini A., Curt Grand Gaudin N., Garner T.W.J., 2016: Invasive North American bullfrogs transmit lethal fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* infections to native amphibian host species. *Biological Invasions* 18: 2299–2308.
- Mikátová B., Vlašín M., 2002: *Ochrana obojživelníků: Metodika Českého svazu ochránců přírody.* Ekocentrum pro ZO ČSOP Veronica, Brno.
- Mikátová B., Vlašín M., 2004: *Obojživelníci a doprava.* ZO ČSOP Veronica, Brno.

- Mooney H.A., Cleland E.E., 2001: The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 5446–5451.
- Moravec J., 2019: *Obojživelníci a plazi České republiky*. Academia, Praha.
- Murdoch W.W., 1994: Population regulation in the-ory and practice—the Robert H. MacArthur award lecture presented August 1991 in San Antonio, Texas, USA. *Ecology* 75: 271–287.
- Nichols O.G., Nichols F.M., 2003: Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrah forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology* 11: 261–272.
- Nöllert A., Nöllert C., 1992: *Die Amphibien Europas. Bestimmung, Gefährdung, Schutz*. Kosmos Naturführer, Frankch-Kosmos Verlags-GmbH, Stuttgart.
- Ostfeld R.S., 1988: Fluctuations and constancy in populations of small rodents. *American Naturalist* 131: 445–452.
- Pavlas J., 2014: *Vliv disturbance lesa na teplotu a vlhkost půdy, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice*. (diplomová práce, nepublikováno).
- Pechmann J.H.K., Scott D.E., Semlitsch R.D., Caldwell J.P., Vitt L.J., Gibbons J.W., 1991: Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253: 892–895.
- Pechmann J.H.K., Wilbur H.M., 1994: Putting declining amphibian populations in perspective: Natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica* 50(1): 65–84.
- Peterson T.C., Connolley W.M., Fleck J., 2008: The Myth of the 1970s Global Cooling Scientific Consensus. *American Meteorological Society* 89: 1325–1337.
- Phillips K., 1990: Where have all the frogs and toads gone? *BioScience* 40: 422–424.
- Pollard E., Lakhani K.H., Rothery P., 1987: The detection of density-dependence from a series of annual censuses. *Ecology* 68: 2046–2055.
- Pounds J.A., 2001: Climate and amphibian declines. *Nature* 410(6829): 639–640.
- Prach K., 1987: Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339–358.
- Rathke D., Bröring U., 2005: Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). *Ecological Engineering* 24: 149–156.

- R Core Team, 2022: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Redfearn A., Pimm S.L., 1988: Population variability and polyphagy in herbivorous insect communities. *Ecological Monographs* 58: 39–55.
- Rowe J.C., Duarte A., Pearl C.A., McCreary B., Galvan S.K, Peterson J.T., Adams M.J., 2019: Disentangling effects of invasive species and habitat while accounting for observer error in a long-term amphibian study. *Ecosphere* 10 (4): e02674.
- Řehounek J., Řehouňková K., Tropek K., Prach K. (eds), 2015: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice.
- Semlitsch R.D., 2003: *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Sigmundová D., Sigmund E., 2010: *Statistická a věcná významnost a použití koeficientů velikosti účinku při hodnocení dat o pohybové aktivitě*. Fakulta tělesné kultury, Univerzita Palackého, Olomouc. (nepublikováno).
- Simpson E.H., 1951: The Interpretation of Interaction in Contingency Tables. *Journal of the Royal Statistical Society, Ser. B* 13: 238–241
- Sinclair P., 2018: Judgment on Hansenss 88 climate testimony: „He was right“. *Yale Climate Connections*.
- Sklenička P. (ed.), 2004: *Identifikace, zpřístupnění a ochrana specifických ekosystémů hnědouhelných výsypek v SZ Čechách. Závěrečná zpráva z projektu MŽP ČR VaV/640/2/02*. MŽP ČR, Praha.
- Solský M., Smolová D., Doležalová J., Šebková K., Vojar J., 2014: Clutch size variation in Agile frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. *Polish Journal of Ecology* 62: 789–799.
- Spitzer K., Rejmánek M., Soldán T., 1984: The fecundity and long-term variability in abundance of noctuid moths (Lepidoptera, Noctuidae). *Oecologia* 62: 91–93.
- Stenseth N.C., Ottersen G., Hurrell J.W., Mysterud A., Lima M., Kung-Sik Chan, Yoccoz N.G., Adlandsvik B., 2003: Studying climate indices: the North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. *Proceedings of the Royal Society London B* 270: 2087–2096.
- Stenseth N.C., Mysterud A., 2005: Weather packages: finding the right scale and composition of climate in ecology. *Journal of Animal Ecology* 74: 1195–1198.

- Stiling P., 1987: The frequency of density dependence in insect host–parasitoid systems. *Ecology* 68: 844–856.
- Storfer A., 2003: Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distribution* 9: 151–163.
- Storch D., 2021: Vymírání – klíčový proces, o němž skoro nevíme. *Živa* 5: 194–197.
- Stotz J.P., 2019: Ian Fellows and using the JMapView library. OpenStreetMap: Access to Open Street Map Raster Images. R package version 0.3.4. <https://CRAN.R-project.org/package=OpenStreetMap>
- Stuart S.N., Chanson J., Cox N., 2004: Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306(5702): 1783–1786.
- Tajovský K., 2001: Colonization of colliery spoil heaps by Millipedes (Diplopoda) and terrestrial Isopodes (Oniscidea) in the Sokolov region, Czech republic. *Restoration Ecology* 9: 365–369.
- Tkadlec E., 2013: Populační ekologie: růst, struktura a dynamika populací. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Todd B.D., Rothermel B.B., Reed R.N., Luhring T.M., Schlatter K., Trenkamp L., Gibbons J.W., 2008: Habitat alteration increases invasive fire ant abundance to the detriment of amphibians and reptiles. *Biological Invasions* 10: 539–546.
- Turchin P., 1995a: Chaos in microtine populations. *Proceedings of Royal society London B* 262: 357–361.
- Turchin P., 1995b: Population regulation: old arguments and a new synthesis. In: Cappuccino N, Price PW. (eds) *Population dynamics: new approaches and synthesis*. San Diego: Academic Press: 19–40.
- Uvarov B.P., 1931: Insects and climate. *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 79: 1–247.
- Verhulst P.F., 1838: Notice sur la loi que la Population suit dans son accroissement. *Correspondence Mathématique et Physique* 10: 113–121.
- Vojar J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana: Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny, Praha.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67(3): 8–11.

- Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Tkadlec T., Knapp M., 2016: Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90: 278-284
- Wake D.B., 1991: Declining amphibian populations. *Science* 253: 860.
- Wickham H., Bryan J., 2019: readxl: Read Excel Files. R package version 1.3.1. <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- Zavadil V., Sádlo J., Vojar J. (eds), 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management: Metodika AOPK ČR. Brand Brand s.r.o., Praha.
- Zákon č. 44/1988 Sb. Zákon o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon).
- Zwach I., 2013: Obojživelníci a plazi České republiky. Grada Publishing, Praha.

Příloha 2: fotodokumentace zájmového území

Fotografie 1: Neudržované a neprostupné prostředí některých částí sukcesních výsypek. Kopistská výsypka, © Suchopárek 2018.



Fotografie 2: Ukázka vertikální členitosti výsypek se zvodněnými terénními depresemi a výrazně suššími vrcholovými partiemi. Albrechtická výsypka, © Suchopárek 2018.



Fotografie 3: Jezírko bez porostu rákosu, malé hloubky a rozlohou do 100 m². Spíše zastíněné s mírným sklonem břehů a dobrou kvalitou vody. Albrechtická výsypka, © Suchopárek 2018.



Fotografie 4: Vodní plocha do 500 m² se střední hloubkou a značně rozvinutým litorálním pásmem. Osluněná s dobrou kvalitou vody bez zjevných ohrožujících faktorů. Hornojířetínská výsypka, © Suchopárek 2018.



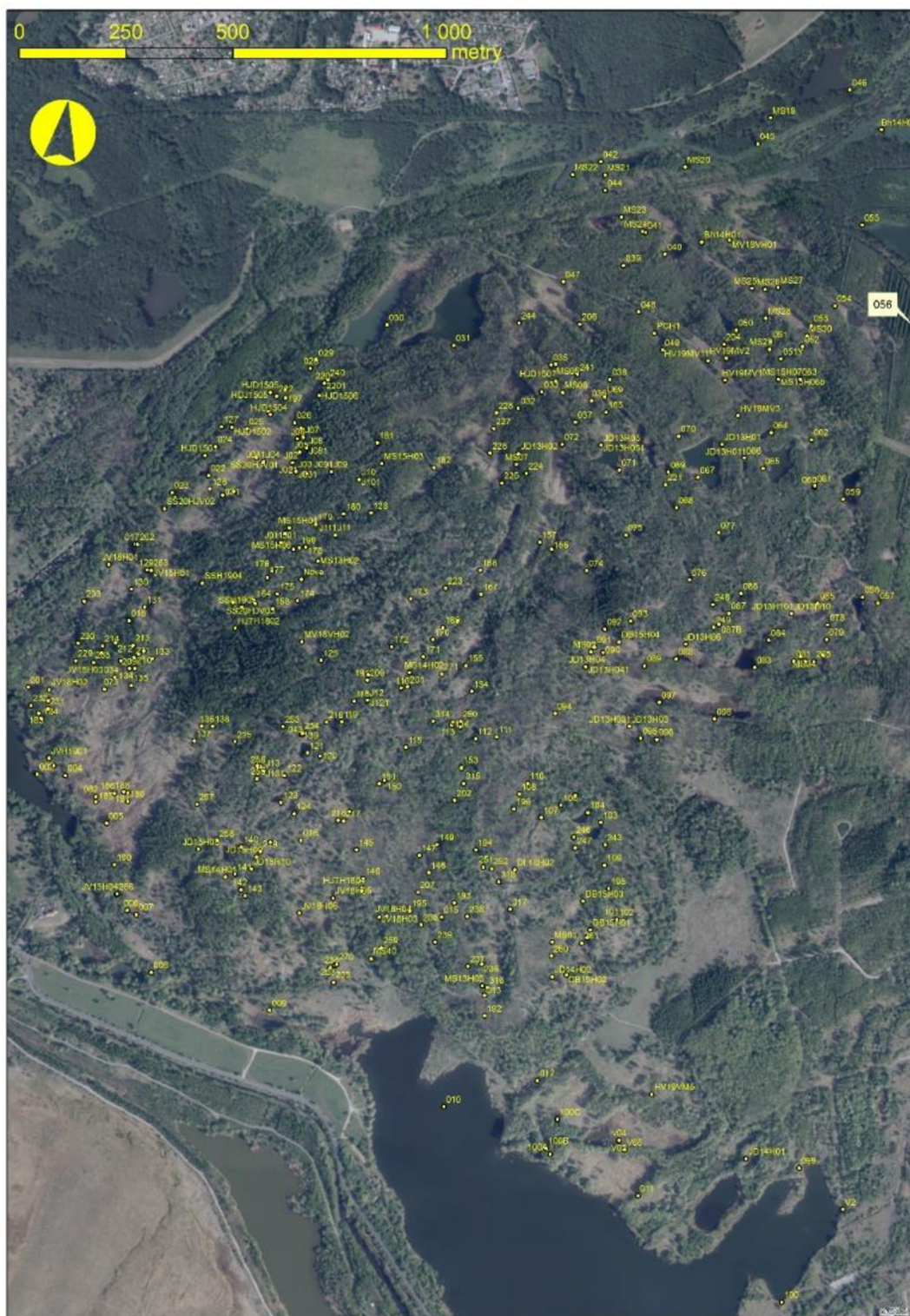
Fotografie 5: Rozsáhlá vodní plocha změřitelná polygonem v GIS. Litorál dosahuje až 100 % pokryvnosti vodní hladiny, což mimo jiné svědčí o relativně malé hloubce. Sčítání snůšek bývá na takovýchto lokalitách často značně problematické a vyžaduje důslednou koordinaci. Hornojířetínská výsypka, © Suchopárek 2018.



Příloha 3: mapy sledovaných výsypek s monitorovanými vodními plochami

Mapa 1: Mapa Albrechtické výsypky (2021) s mapovanými jezírky.



Mapa 2: mapa Hornojiřetínské výsypky (2021) s mapovanými jezírky.

Mapa 3: mapa Kopistské výsypky (2021) s mapovanými jezírky.



Mapa 4: Mapa Růžodolské výsypky (2021) s mapovanými jezírky.

