

SCHOLA HUMANITAS

STŘEDNÍ ODBORNÁ ŠKOLA PRO OCHRANU A OBNOVU ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Ukrajinská 379

Litvínov



Vyhodnocení početnosti a biotopových preferencí skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na mosteckých výsypkách

Středoškolská odborná činnost

soutěžní obor: 8 Ochrana a tvorba životního prostředí

2018/2019

Autor: Šimon Suchopárek

Vedoucí práce: Mgr. Petr Adamec

Odborný konzultant: doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto odbornou práci zpracoval samostatně pod odborným vedením doc. Ing. Jiřího Vojara, Ph.D., a také pod vedením Mgr. Petra Adamce. Dále také, že jsem v seznamu bibliografických citací uvedl veškeré zdroje, ze kterých jsem čerpal. Dále prohlašuji, že obsah elektronické verze této práce odpovídá obsahu v tištěné verzi.

V Litvínově dne: 22.3. 2019

Šimon Suchopárek

Poděkování

Rád bych poděkoval doc. Ing. Jiřímu Vojarovi, Ph.D. za veškerý čas věnovaný společným konzultacím, dále za odborný přístup, který mnohonásobně převýšil má očekávání. Také za veškerou konstruktivní kritiku, pomoc se statistickým zpracováním dat a v neposlední řadě za přátelský přístup během terénního monitoringu i během celé naší dosavadní spolupráce. Veliké poděkování patří také vedoucímu této práce, magistru Petru Adamcovi, bez jehož zodpovědného pedagogického přístupu bych se k takto zajímavému tématu pravděpodobně nikdy nedostal. Veliký dík patří také Ing. Janě Doležalové, Ph.D., která nese rovněž své zásluhy na mém zapojení do vysokoškolského výzkumu. Dále bych rád vyjádřil svou vděčnost bakalářce Kláře Mackové, za přepis dat z terénních zápisníků do elektronické formy, neboť bez tohoto časově náročného kroku by nebylo možné statistické vyhodnocení. Za pomoc se samotným statistickým vyhodnocením dat bych rád poděkoval Ing. Petru Chajmovi. Mé poděkování náleží také Anně Burešové, Ing. Tomáši Holerovi a dalším studentům aplikované ekologie, se kterými jsem měl tu čest se účastnit terénního sběru dat. Děkuji jim zejména za přátelskou atmosféru a vřelé přijetí do výzkumného týmu. Na závěr bych rád poděkoval svým rodičům a své přítelkyni Adéle Juříkové za značnou dávku motivace.

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. Pro udržení kvalitní environmentální úrovně těchto biotopů je třeba pochopit nároky na prostředí místních organismů. Proto je tato práce zaměřena na vyhodnocení početnosti skokana štíhlého během desetileté časové řady. Dále práce vyhodnocuje biotopové preference modelového taxonu. Výsledky mohou být použity k praktickým aplikacím v krajině během plánování rekultivací. Výsledky prokázaly značnou populační dynamiku modelového taxonu. Bylo také zjištěno, že osidlování výsypek je pravděpodobně silně podmíněno přítomností ekologicky hodnotných biotopů v okolí výsypek. Statisticky byly prokázány změny ve využívání reprodukčních biotopů modelovým druhem, a to jak v prostoru, tak v čase. Dále bylo prokázáno, že na výběr reprodukčních biotopů skokanem mají vliv zejména rozměry nádrže, sklon břehů, oslunění hladiny a přítomnost litorální vegetace, naopak vliv okolního terestrického prostředí nebyl prokázán.

Klíčová slova: obojživelníci, výsypkové plochy, Mostecko, ochrana obojživelníků, vodní biotopy

Abstract

The surface mining of mineral resources causes extensive disturbance in the landscape. The second tent allows the creation of new valuable biotopes. These habitats are populated by a number of organisms, including amphibians. Newly emerging biotopes become ecologically important parts of the landscape. To preserve the quality of the environmental quality of these habitats, it is necessary to understand the demands of the local organisms. Therefore, this work is focused on the evaluation of the lean jumping frog abundance during the ten-year time series. Furthermore, the work evaluates the habitat preferences of the model taxon. The results can be used for practical applications in the landscape during reclamation planning. The results showed considerable population dynamics of model taxa. It has also been found that the settlement of the spoil banks is probably strongly conditioned by the presence of ecologically valuable habitats around the spoil banks. Changes in the use of reproductive habitats by model species have been statistically proven, both in space and in time. Furthermore, it has been shown that the selection of breeding habitats by the hopper is influenced mainly by the dimensions of the reservoir, the slope of the shores, the leveling of sunlight and the presence of littoral vegetation, on the contrary the influence of the surrounding terrestrial environment has not been proved.

Keywords: amphibians, spoil banks, Mostecko region, amphibian conservation, water habitats

Obsah

1. Úvod a cíl práce	6
2. Literární rešerše	8
2.1 Limitující faktory a rozšíření obojživelníků	8
2.2 Komplexní nároky obojživelníků na prostředí	9
2.3 Biotopové nároky našich obojživelníků	14
2.4 Modelový organismus – skokan štíhlý (<i>Rana dalmatina</i>)	18
2.5 Právní a praktická ochrana obojživelníků na těžbou dotčených územích	23
3. Metodika	26
3.1 Popis území	26
3.2 Sběr a zpracování dat	30
4. Výsledky	34
4.1 Početnost skokana štíhlého	34
4.2 Preferované vlastnosti prostředí	45
5. Diskuse	46
5.1 Početnost skokana štíhlého	46
5.2 Preferované vlastnosti prostředí	50
6. Závěry	52
7. Bibliografické citace	54
8. Přílohy	59

1. Úvod a cíl práce

Recentní obojživelníci *Lissamphibia* patří mezi nejohroženější taxony obratlovců. To zejména díky synergickému působení mnoha činitelů, které mají často antropogenní původ (STUART et al. 2004). Faktory jsou často vzájemně provázány od regionální, až po globální úroveň, což zvyšuje náročnost pochopení příčin ohrožení této pozoruhodné skupiny (ALFORD et RICHARDS 1999). Situaci nezjednodušuje ani fakt, že valná část druhů obývá v průběhu sezóny různé typy stanovišť, mezi kterými migrují (BARUŠ et OLIVA 1992). Celosvětově i celoevropsky nepříznivá situace obojživelníků je zdokumentována v tzv. červených seznamech (TEMPLE 2009). Pochopitelně i Česká republika má vlastní červené seznamy, ve kterých je ohrožení obojživelníků zdokumentováno (CHOBOT et NĚMEC 2017). Na ty navazují červené knihy, které poskytují podrobnější informace o příčinách ohrožení a jsou tak vlastně informačním podkladem pro praktickou ochranu. Houlahan et al. (2000) ve své komplexní studii obsahující data z 37 zemí světa a 936 populací uvádí, že rapidní, téměř celosvětový pokles stavů obojživelníků se začal projevovat v padesátých letech minulého století a s menšími či většími výkyvy přetrvává do současnosti.

Obojživelníci jsou v České republice (ČR) ohrožováni souhrou několika faktorů. Jde zejména o změnu vodního režimu krajiny, snižováním hladiny spodní vody. Zejména v nedávné minulosti hrálo podstatnou roli také zvětšování zrna krajinné mozaiky. Rizikovým faktorem je také rychlá výstavba intenzivně propojené sítě silnic a s tím spojená doprava. Dalšími negativními vlivy je nadměrná predace ze strany uměle vysazovaných rybích osádek, nebo invazních druhů. Velmi nepříznivě také působí kontaminace vod způsobená přílišnou chemizací v zemědělství a lesnictví (ZAVADIL et al. 2011). Relativně zatím neřešenou hrozbou je tzv. chytridiomikóza – cizokrajné houbové onemocnění obojživelníků (CIVIŠ et al. 2010). V neposlední řadě jsou škodlivé i necitlivě prováděné rekultivace povrchových lomů, které vtiskávají obnovující se krajině uniformní charakter a omezují vznik, pro obojživelníky tak užitečných tůňek (VOJAR 1999, ZAVADIL et al. 2011).

Právě povrchová těžba hnědého uhlí v regionu severozápadních Čech podstatně ovlivňuje krajinu. To, že nerekulturní výsypky po ukončení důlní činnosti poskytují potenciál pro rozběhnutí spontánní sukcese s vysokým biologickým významem, již prokázalo mnoho odborných studií a v povědomí odborné veřejnosti je tento fakt již ukotven (DOLEŽALOVÁ et al. 2012, HARABIŠ et al. 2013, HENDRYCHOVÁ 2008, SMOLOVÁ et al. 2010). Na nové ekosystémy a ranná sukcesní stádia jsou pochopitelně vázány specifické a často vzácné druhy, které z okolní krajiny již prakticky vymizely (BEGON et al. 1997).

Naše druhy obojživelníků nejsou většinou konkurenčně silnými druhy starších sukcesních stádií. Naopak preferují biotopy na počátku sukcese, které mají vysoký potenciál pro kolonizaci.

Obojživelníci jsou ukázkovým příkladem organismů, pro které těžbou ovlivněné plochy představují díky pestré nabídce různých typů biotopů, ekologicky optimální prostředí. (ZAVADIL et al. 2011).

Bylo by velice neprozíravé nevyužít ochranný potenciál výsypek, neboť jejich celková rozloha, která dosahuje přibližně 270 km² je srovnatelná s rozlohou všech národních přírodních rezervací (279 km²) v ČR. K této rozloze můžeme přičíst přibližně ještě jednou tak velký prostor ploch, které byly těžbou také zasaženy (zbytkové jámy, manipulační prostory apod.). Samozřejmě je řeč pouze o uhelných výsypkách, vzhledem k jejich naprosté převaze. Jenom v samotné Mostecké pánvi dosahují vnitřní i vnější výsypky přibližně 150 km², čímž zabírají cca 55 procent veškerých výsypkových ploch na našem území (PRACH 2015 in ŘEHOUNEK et al.). I tato skutečnost činí Mosteckou pánev územím vhodným pro výzkum. Ideální biotopy však mohou na území bývalých lomů a v jejich okolí vzniknout jen za předpokladu, že dojde na základě diskuse mezi úředníky, těžařskými společnostmi a ochrannými institucemi k dohodnutí ideálního mixu využití post-těžebních lokalit a zakotvení těchto konceptů v legislativě (DOLEŽALOVÁ et al. 2012). Aby však bylo možné podpořit požadavky argumenty, je nutné získat co nejvíce informací o tom, jaké požadavky na prostředí místní organismy mají.

Proto je cílem této práce na příkladu modelového druhu obojživelníka, skokana štíhlého (*Rana dalmatina*), zjistit jeho početnost na vybraných mosteckých výsypkách a také jeho nároky na prostředí, resp. determinace parametrů vodního i okolního terestrického prostředí, které jeho přítomnost i početnost ovlivňují. Práce je součástí dlouhodobého monitoringu skokana štíhlého, vedeného konzultantem této práce od roku 2005.

2. Literární rešerše

2.1 Limitující faktory a rozšíření obojživelníků

Smyslem této kapitoly je seznámit čtenáře se zásadně limitujícími vlastnostmi prostředí a na ně navazujícím rozšířením obojživelníků. Kapitola má za úkol nastínit kupříkladu jaké krajinné struktury představují pro obojživelníky bariéry v jejich šíření, nebo jaké hranice abiotických faktorů (například teplota, vlhkost) jsou obojživelníci schopni tolerovat. Dále by měla kapitola informovat o adaptivních schopnostech některých druhů.

Snad nejzákladnější znak obojživelníků je jejich přechodné postavení mezi vodními a suchozemskými čelistnatci (GAISLER et ZIMA 2018). Přesto, že jsou obojživelníci na vodě velmi významně závislí, žádný známý druh není fyziologicky přizpůsoben k životu v marinních vodách. Pouze některé druhy tolerují vodu brakickou. Moře a oceány tak představují pro šíření obojživelníků velmi významnou bariéru. Obojživelníci jsou velmi náchylní na nepřítomnost vody v krajině. Díky tomu se pro ně stávají aridní oblasti ekologicky nevhodné. Na nehostinné podmínky aridních zón se dokázalo adaptovat jen velmi málo druhů. Jako příklad můžeme uvést paropuchu krtkovitou (*Myobatrachus gouldii*), která obývá polosuchou australskou buš (BARUŠ et OLIVA 1992), nebo ropuchu levhartí (*Amietophrynus regularis*), která obývá okraje afrických pouští. Nejnižší diverzita obojživelníků se nalézá okolo 30° zeměpisné šířky, v pásmu převažujících pouští (GAISLER et ZIMA 2018). Samozřejmě za předpokladu, že neuvažujeme oblasti polární, čímž se dostáváme k dalšímu významnému limitačnímu faktoru, kterým je teplota. Může za to pochopitelně fakt, že obojživelníci spadají mezi ektotermní obratlovce. Vyvinuly se však druhy obojživelníků, které se byly schopny přizpůsobit životu v nižších teplotách. Existuje dokonce druh, který svým výskytem přesahuje polární kruh. Je jím pamlok sibiřský (*Salamandrella keyserlingii*) (AMPHIBIAWEB). Pro obojživelnou faunu je charakteristické vytváření ekologických i morfologických paralel u zástupců z různých čeledí. Většinou v závislosti na obsazování podobných potravních i prostorových nik, a to i v různých zoogeografických oblastech. Mísení faun obojživelníků různých oblastí je možné pozorovat zejména v místech dlouhodobého pevninského spojení. Například mezi neoarktickou a neotropickou oblastí. Naopak značně omezené je v oblastech s významnými mořskými bariérami, jako například v oblasti Wallaceovy linie, kde se na straně australské vyskytují převážně odlišné čeledi od čeledí na straně orientální. (BARUŠ et OLIVA 1992).

Vliv teploty v kombinaci s vlhkostí je zásadní pro geografický výskyt vyšších taxonomických skupin obojživelníků. Tuto skutečnost lze vyzorovat, zaměříme-li svou pozornost na skupinu žab a porovnáme jejich výskyt se skupinou ocasatých. Žáby preferují teplé a zároveň vlhké prostředí. Jde tedy primárně o tropickou skupinu. To dokládá i fakt, že zhruba 80 % druhů žab obývá tropické

oblasti. Zbylé druhy žab dávají většinou přednost teplotě. V teplotě převládá mírnější klima, avšak vlhkost půdy i vzduchu je zde stále dostatečně výrazná. Synergická souhra mírného klimatu a dostatečné vlhkosti vytváří vhodné podmínky pro skupinu, která se svou morfologií od žab značně odlišuje a druhovou diverzitou v těchto podmínkách převládá. Jsou jimi ocasatí. Tito obojživelníci obývají převážně holoarktickou oblast a zajímavostí je, že do aridních oblastí pronikají oproti žabám podstatně méně. Ocasatí jsou pochopitelně zastoupeni i v tropech, avšak i zde jsou většinou situováni v prostředí s mírnějším klimatem, kterým jsou zejména výše položené oblasti (BARUŠ et OLIVA 1992). Co se týče suchozemského způsobu života, tak se jako zásadní faktor uplatňuje také chemické složení substrátu. V různé míře ovlivňují obojživelníky také potravní faktory stanoviště (GAISLER et ZIMA 2018).

Batrachofauna České republiky odpovídá z hlediska herpetogeografického členění paleoarktické oblasti. Konkrétně středoevropskému okruhu Evropsko-západosibiřské lesní provincie. Žádný z našich druhů není na území ČR v kontextu Evropy endemický (BARUŠ et Oliva 1992). Vyskytuje se u nás 21 druhů obojživelníků, konkrétně 8 druhů ocastých, 12 druhů žab a jeden hybridogenní kříženec, jímž je skokan zelený (*Pelophylax kl. esculentus*) (ZWACH 2013). Faktory jako různorodost reliéfu, rozdíly v nadmořské výšce, odlišnost geologické stavby, vegetačního krytu i různá intenzita antropogenního působení se zdatelně odráží v ekologických nikách jednotlivých druhů. Kupříkladu inundační oblasti velkých řek preferují druhy jako skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*) či blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*). Na nižší polohy je silně vázaná kuňka obecná (*Bombina bombina*), na polohy vyšší pak naopak kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*). V listnatých a smíšených porostech s podílem bučin můžeme zaznamenat mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) (BARUŠ et OLIVA 1992). Kromě výše zmíněných druhů se na našem území vyskytují i taxony poněkud více euryvalentní. Jejich výskyt byl potvrzen na většině našeho území a jejich tolerance k různým stanovištím je poměrně vysoká. Jako hlavní představitelé eurytopních druhů můžeme uvést čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*), ropuchu obecnou (*Bufo bufo*), či skokana hnědého (*Rana temporaria*) (ZAVADIL et al. 2011).

2.2 Komplexní nároky obojživelníků na prostředí

Úkolem této kapitoly je uvést výčet nároků obojživelníků na vhodná stanoviště a zdůraznit potřebu vnímání těchto nároků jako propojeného spektra. Nároky obojživelníků jsou často zjednodušovány na vodní plochy, ti ale potřebují ke svému životu mnoho různých typů prostředí (zimoviště, potravní stanoviště, úkryty), mezi kterými se pohybují (ZAVADIL et al. 2011). Lze proto mluvit o biotopových nárocích na různých úrovních (DENOËL et LEHMANN 2006). Proto je tato

kapitola členěna na podkapitulu o vodních plochách, coby reprodukčních biotopech, dále na podkapitulu o okolí těchto vod zahrnující potřebné suchozemské prostředí a na podkapitulu o metapopulační struktuře zohledňující počet, kvalitu i uspořádání jednotlivých biotopů a na ně vázaných dílčích populací.

Výskyt obojživelníků na dané lokalitě je ovlivňován mnoha faktory vodního i suchozemského prostředí. Za zmínku stojí i fakt, že různé faktory mohou obojživelníky ovlivňovat odlišně v různých etapách jejich vývoje a v dospělosti. Faktory můžeme rozlišit na abiotické a biotické (BROŽÍK 2008, BROŽÍK 2012).

Nároky našich obojživelníků na akvatické stanoviště

Obojživelníci jsou na akvatické prostředí vázáni podstatně více než jiné skupiny obratlovců, jejichž zástupci v dospělosti dýchají plicemi. Nutno zmínit, že různé taxony jsou na přítomnost vodních biotopů vázány s odlišnou potřebou. Na jedné straně lze uvést několik druhů čolků z řádu ocasatých, typicky například čolka velkého (*Triturus cristatus*), který je na vodu vázán poměrně značně (DIESENER et REICHOLF 1997). Dále pak několik rodů z řádu žab, například kuňky, či tzv. vodní skokany, kteří jsou na akvatické biotopy poutáni obvykle velmi silně během celého roku. Nutno přiznat, že i mezi „vodními skokany“ existuje ohledně závislosti na vodě jistá variabilita, kupříkladu skokan krátkonohý (*Pelophylax lessonae*) ve vodě obvykle nezimuje, přestože patří do skupiny „vodních skokanů“ (VOJAR in verb.) Na druhé straně stojí někteří zástupci z řádu žab, a to zejména rody suchozemských skokanů, nebo třeba ropucha obecná. Tyto taxony se ve vodě většinou jen rozmnožují a většinu života tráví v terestrických biotopech (ZAVADIL et al. 2011). Přesto i u terestricky orientovaných obojživelníků najdeme druhy, které nezimují na souši, nýbrž ve vodě, jako například skokan hnědý. Je tedy vidět, že situace není ani zdaleka jednoznačná, přesto lze v chování jednotlivých druhů vysledovat převažující preference. (VOJAR in verb.). Pro všechny zástupce našich obojživelníků však platí, že zárodky jejich potomstva nejsou kryty vaječnými obaly, jako je tomu u blanatých (*Amniota*) (GAISLER et ZIMA 2018). Klazení vajíček a jejich následný vývoj je tedy vždy vázán na vodní prostředí.

Mezi abiotické faktory vodního prostředí, které jsou klíčové zejména pro úspěšné rozmnožování a vývoj obojživelníků, řadíme například velikost vodní plochy a její hloubku, sklon břehů, podíl vodní vegetace, oslunění vodní hladiny, dále fyzikálně-chemické parametry vody, jako pH vody, nebo její teplotu. Populace obojživelníků jsou ovlivňovány i faktory biotickými. Řadíme mezi ně zejména zárust litorální vegetací a následné zazemňování nádrže, zarybnění nádrže, dostatek potravních zdrojů, početnost predátorů, přítomnost invazních druhů, koncentrace toxinů produkovaných mikroorganismy (zejména sinicemi), výskyt patogenů (například *Batrachochytrium*

salamandrivorans, nebo *B. dendrobatidis*) (CIVIŠ et al. 2010) i parazitů a mnohé další (BROŽÍK 2012). V následujících odstavcích jsou popsány nejdůležitější z výše zmiňovaných vlastností. Kromě toho následující text poukazuje na propojenost a vzájemné spolupůsobení uváděných faktorů.

Rozloha a hloubka nádrže podmiňuje její stabilitu. Oproti menším tůňkám tak existuje výrazně vyšší předpoklad, že nakladená vajíčka nebudou v akvatických biotopech těchto parametrů ohroženy vysycháním. Toto by mohl být důvod preference rozsáhlejších vodních biotopů některými druhy žab, kupříkladu tzv. vodními skokany. Další výhodou hlubších nádrží je, že poskytují prostor pro přezimování v nezámrazné hloubce. Mezi nejčastěji využívaná zimoviště našich obojživelníků, kteří zimují pod vodou, patří zejména tůně, podhorské vodní nádrže, požární nádrže, návesní rybníky, částečně zatopené sklepy a štoly. To jsou obvykle biotopy s dostatečnou hloubkou a většinou jim nehrozí promrznutí (ZAVADIL et al. 2011). Na druhou stranu mají i menší a periodické vody pro obojživelníky nesporný význam. Jsou například typickými biotopy pro kuňky, ropuchu krátkonohou či čolky rodu *Lissotriton*, jak uvádí například Doležalová (2012), nebo Mikátová et. Vlašín (2002). U takovýchto nádrží bývá obvykle velmi nízký počet ryb. Tento příklad by tedy mohl podpořit tvrzení, že predatorní tlaky hrají rovněž velmi významnou roli při výběru vodního stanoviště. Dalším důvodem k preferování mělčích vodních ploch je také rychlé prohřívání vody, které je pro některé obojživelníky, například pro čolka obecného rovněž zásadní (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002).

Teplota patří k nejdůležitějším faktorům ovlivňující poikilotermní obratlovce (včetně obojživelníků) a zejména thigotermní formy (teplo získávají z vody, či substrátu), mezi které ocasatí převážně patří, tak dávají přednost rychle se prohřívajícím, mělkým tůňím. Některé druhy ze skupiny žab jsou naopak charakteristické heliotermií, což znamená, že teplo nutné k jejich životu získávají přímo ze slunečního záření (BARUŠ et OLIVA 1992). S výjimkou termálních pramenů v ČR fakticky neexistují vody, které by svou teplotou nevyhovovaly alespoň některému z našich druhů obojživelníků. Jisté však je, že i u parametru jako je teplota vody se preference jednotlivých druhů liší (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002).

Oslunění hladiny má nesporný význam pro vodní skokany, některé čolky, kuňky, nebo třeba pro ropuchu krátkonohou. Oslunění hladiny je v podstatě poměr osluněných částí vodní plochy ku její celkové rozloze. Vysoké oslunění hladiny navíc významně podporuje inkubaci snůšek a vývoj pulců a pro vývoj některých druhů je oslunění nezbytné. I z tohoto důvodu je pro obojživelníky výhodné osidlovat osluněné akvatické biotopy (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002). Zastínění hladiny bývá obvykle způsobeno okolní terestrickou vegetací, avšak zejména u menších tůňek může výraznou roli hrát i vysoká litorální vegetace, zejména rákos (*Phragmites*).

Vegetace, a to jak ta litorální, tak i bentální je do jisté míry pro obojživelníky velmi žádoucí. Litorální, ale i jiná akvatická vegetace poskytuje obojživelníkům dostatek úkrytů před predátory, a to pro všechna vývojová stádia. Mimořádný význam mají hydrofilní i hygrofilní rostliny pro čolky, kteří připevňují svá vajíčka na jejich listy, nebo pro některé druhy žab, které své snůšky rovněž fixují ke stéblům, či jiným rostlinným orgánům a pro které hraje tento zdánlivě nepodstatný fakt při výběru lokality významnou roli (MAŠTERA et al. 2016).

Sklon břehů, jenž částečně představuje bezprostřední okolí nádrží je jeden z hlavních faktorů, jenž ovlivňuje šířku litorálního pásma. Pokud není sklon dostatečně mírný nad hladinou, dá se předpokládat jeho prudký pokles i pod úroveň hladiny a litorální rostliny již po několika decimetrech od břehu nejsou schopné zakořenit, kvůli přílišné hloubce (VOJAR in verb.). K rozvoji adekvátního litorálního pásma je tedy potřebný dostatečně mírný sklon (DOLEŽALOVÁ et al. 2012). Přílišná mělkost vodní nádrže naopak poskytuje prostor k celoplošnému zarůstání litorálními rostlinami obvykle rákosem, což jednak snižuje oslunění hladiny a jednak podmiňuje zazemňování akvatického biotopu biomasou odumřelých rostlin. Pokud je sklon příliš mírný a k celoplošnému zarůstání dochází, je možné mu předcházet kosením ve vhodně zvolené roční době, obvykle v červnu. Omezování vzniku biomasy tímto způsobem tak zpomaluje zazemňování (PETŘÍČEK 1999).

Nároky našich obojživelníků na terestrická stanoviště

Drtivá většina našich druhů se v terestrické fázi roku pohybuje do vzdálenosti 500 metrů od vodního biotopu, ve kterém se rozmnožují. Je proto důležité zachovat, či zlepšovat kvalitu životního prostředí minimálně v tomto rozsahu, zejména z migračních důvodů, které jsou blíže popsány výše. Dále také proto, aby se předešlo nadměrnému pronikání nadbytku živin a chemikálií do vod. Dostatečně stabilní krajina může v tomto případě posloužit jako bariéra a zabránit tak nadměrné eutrofizaci vodního biotopu a s ní spojenými problémy (KOVÁŘ et al. 2009). U suchozemských stanovišť je pro hojný výskyt některých druhů obojživelníků důležité periodické působení disturbancí minimálně ve stejné míře, jako u biotopů vodních. Přestože jsou obojživelníci relativně ekologicky plastičtí, většinou preferují suchozemské biotopy, které se podobají spíše počátečním sukcesním stádiím než pokročilým sukcesním úrovním (ZAVADIL et al. 2011). Podstatná část druhů potřebuje pro svou existenci otevřené biotopy. Toto by mělo být respektováno jako část vhodného managementu terestrických stanovišť. Samozřejmě najdeme v naší přírodě i druhy, kterým přítomnost lesních ekosystémů nevádí. Příkladem může být skokan hnědý, který obývá lesy zejména kvůli vhodným vlhkostním poměrům. Pochopitelně je řeč o lese s přirozenou druhovou skladbou, řídkým podrostem, volnými liniovými pásy podél cest, často doplněné o zvodnělé, nebo alespoň vlhké příkopy. Nevhodné jsou smrkové monokultury, jejichž prostupnost je minimální. Typickým představitelem terestrických obojživelníků, kterému lesy nevádí může být ropucha obecná, která je

ekologicky velmi plastickým druhem (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002). Doležalová (2007) dále uvádí, že kupříkladu skokan štíhlý využívá řídké lesy s vysokou hladinou spodní vody jako zimoviště, mimo jiné díky dostatku vhodných úkrytů. Pravděpodobně nejméně vadí problematické smrčiny a bory čolku horskému a karpatskému (ZWACH 2013), neboť se přirozeně vyskytují ve vyšších nadmořských výškách a jsou tak lépe adaptováni na výše položené klimatovegetační stupně. Velmi preferovaným stanovištěm mnoha druhů obojživelníků je stará mokřadní krajina reprezentována mozaikou mokřadů a rybníků s tradičním managementem. Taková krajina na našem území bohužel až na pár ojedinělých fragmentů prakticky vymizela (ZAVADIL et al. 2011).

Metapopulační struktura

Tato podkapitola pojednává o kvalitě, kvantitě a uspořádání jednotlivých důležitých biotopů a na ně vázaných dílčích populací. Vedle výše zmíněných parametrů vodního prostředí a jejich bezprostředního okolí hraje pro mnoho druhů důležitou roli také kvalita okolního terestrického prostředí a přítomnost dalších blízkých vodních nádrží (DENOËL et LEHMANN 2006). Tito autoři ve svém výzkumu mimo jiné potvrdili, že existence několika dalších vhodných akvatických stanovišť v okolí, které jsou rovněž obsazeny obojživelníky stejného druhu podporuje potenciální vznik velmi početné populace. Za důležité považují zmínit, že existence relativně složité populace složené z dílčích subpopulací ještě neznamená, že se jedná o metapopulaci. Ta je mimo jiné charakteristická rozdílnou populační dynamikou každé subpopulace (HANSKI 1999). Klíčovou informací však zůstává fakt, že existenci, početně bohatých a propojených populací obojživelníků podmiňuje existence vhodně uspořádané krajiny. Žádoucí je, aby krajina obsahovala ekologicky kvalitní biotopy, minimálně na úrovni plošek, sloužících jako klíčová, tedy rozmnožovací refugia obojživelníků. Dále je velmi podstatné, aby jedinci byli schopni mezi těmito „ostrůvky“ migrovat. Vhodné prostředí terestrických biotopů, které funguje nejenom jako migrační území, je tedy klíčové pro početnost a kvalitu jednotlivých subpopulací v oddělených nádržích (VOJAR 2007). Dále je nutno zmínit, že řada druhů tráví v reprodukčních nádržích během dospělosti jen zlomek roku. Zbytek času přebývají dospělí jedinci obvykle v okolní krajině. Je tedy zřejmé, že fragmentace biotopů a ztráta vhodných terestrických stanovišť zásadně podmiňují pokles počtů v populacích a celkový ústup obojživelníků. Prostupnost okolní krajiny a přítomnost zdrojových populací je pro obojživelníky z hlediska kolonizace nových území i z hlediska migrace k reprodukčním biotopům velmi důležitá (DOLEŽALOVÁ 2012). Některým druhům se tedy nejlépe daří v tzv. mladé krajině, tedy v takové krajině, která je reprezentována velkým zastoupením volných ploch porostlých rumištní vegetací, náletovou vegetací, či travními porosty. Typickými příklady takové krajiny mohou být čerstvé výsyvky, nebo krajina postižená v nedávné minulosti přírodní katastrofou, například požárem či povodní. Dalším velmi preferovaným typem krajiny je „mozaika“, tedy taková krajina, která obsahuje plošky vhodných

biotopů oddělené biotopy méně vhodnými. Typickým příkladem může být zemědělská krajina s vysokým kontrastem biotopů a značným množstvím remízků, nebo třeba parky anglického typu s přítomností nízkých trávníků, jezírek, křovin a řídkých stromových porostů. Krajina mozaikovitého charakteru je pro většinu našich žab velmi vhodným terestrickým prostředím, jak uvádí například Zavadil et al. (2011). Všechny tyto typy prostředí podporují bezpečnou migraci obojživelníků a umožňují tak vznik stabilních populací. Management, který se soustředí pouze na ochranu vodních ploch tak bude z dlouhodobého hlediska pro ochranu obojživelníků velmi málo efektivní. Ochrana soustavy rybníků, či nádrží včetně okolního prostředí je tedy z pohledu managementu smyslupnější, na čemž se shoduje mnoho odborníků, jejichž názory jsou prezentovány v odborných publikacích (např. MARSH et TRENHAM 2001, MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002, ZAVADIL et al. 2011).

2.3 Biotopové nároky našich obojživelníků

Kapitolu biotopové nároky našich obojživelníků uvádím pro názorné porovnání stanovištních preferencí jednotlivých druhů. Značná část obsahu této kapitoly je věnována popisu nároků skokanovitých žab, zejména pak skokanům rodu *Rana*, mezi které se řadí i modelový druh této práce. Popisu charakteristik skokana štíhlého je však věnována celá samostatná kapitola.

Ocasatí (*Caudata*)

V ČR se vyskytují pouze zástupci čeledi mlokovití – Salamandridae, která se dělí na dvě morfologicky odlišné skupiny. Na čolky rodů (*Lissotriton*, *Ichthyosaura*, *Triturus*) a mloky (pouze jeden druh, kterým je mlok skvrnitý) (MAŠTERA et al. 2016).

Mlok skvrnitý se svou ekologií značně odlišuje od nároků ostatních našich obojživelníků. Obvykle obývá vlhké listnaté lesy středních poloh (200–600 m n. m.). Většina lokalit jeho výskytu se nalézají v členitém reliéfu, pravděpodobně kvůli úkrytovým možnostem. Často jde o hluboce zaříznutá údolí s čistými prameny (MIKÁTOVÁ 1994 in MORAVEC).

Dále můžeme na našem území najít sedm druhů čolků. Můžeme je dělit na tzv. velké čolky rod *Triturus* (čolek velký, čolek dunajský a čolek dravý) a na tzv. malé čolky, rody *Ichthyosaura* (čolek horský) a *Lissotriton* (čolek karpatský, čolek hranatý a čolek obecný) (MAŠTERA et al. 2016).

Ekologie „velkých čolků“ je v mnoha směrech podobná. Výskyt čolka dunajského a dravého je však omezen jen na jižní Moravu, kde se nevyskytuje nad 300 výškových metrů. Čolek velký je oproti dvěma předchozím druhům rozšířen v mnoha částech ČR a vyskytuje se až do výšky 800 m n.m. Obvykle však preferuje polohy nižší (ZAVADIL 1993). Až na tyto rozdíly jsou stanovištní preference „velkých čolků“ velmi podobné, obvykle dávají přednost nížinám, ve kterých vyhledávají osluněné, či

mírně zastíněné tůně s dlouhou periodou zavodnění a slepá ramena řek. Velkým čolkům příliš nevdají hlubší vodní stanoviště, avšak přítomnost mělčin hustě porostlých hydrofilní vegetací je velmi důležitým nárokem na prostředí. Čolek velký je poměrně citlivý na čistotu prostředí (ZWACH 2013).

Všichni „malí čolci“ jsou charakterističtí výskytem ve středních polohách, jednotlivé druhy pak mohou preferovat spíše polohy nižší a střední (čolek obecný), nebo polohy střední a vyšší (čolek horský, čolek karpatský). Většinou dávají přednost stojatým vodám bez výrazného zastínění a s hloubkou nepřesahující 50 cm. Velmi důležitá je přítomnost vodních rostlin, na jejichž listy lepí čolci svá vajíčka. Kromě toho mohou vodní vegetaci využívat i jako úkryty. (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002). Mezi typické biotopy těchto druhů patří stálé i periodicky zavodněné tůně, kaluže, jezírka na dně lomů a pískoven, nebo zatopené příkopy podél cest (ZAVADIL et al. 2011).

Žáby (Anura)

Řád žab je druhově nejpočetnější skupina obojživelníků ve světě i u nás. Pro umožnění komplexnějšího přehledu bych rád zmínil, že recentní žáby zahrnují přibližně 6800 druhů dělených do 55 čeledí, jak uvádí například Gaisler et Zima (2018). V ČR lze nalézt pět čeledí žab, 12 druhů a jednu hybridogenní formu (skokan zelený) (GAISLER et ZIMA 2018, MAŠTERA et al. 2016).

Můžeme se například setkat s dvěma druhy rodu kuňka, a to s kuňkou obecnou a kuňkou žlutobřichou. Kuňka obecná je druh vyskytující se zejména v nižších polohách. Je velmi silně vázána na vodu. Obvykle vyhledává mělčí nádrže s širokým litorálním pásmem, které je bohaté na potravu. Zimuje obvykle ve vodě, nebo do vzdálenosti 250 metrů od vody. Obývá také jezírka v lomech a pískovnách, velmi běžný je tento druh v zaplavených terénních depresích na výsypkách povrchových lomů. Kuňka žlutobřichá obsazuje biotopy vyšších poloh, obvykle tam, kde již kuňka obecná nenachází díky přílišné nadmořské výšce vhodné podmínky. Zimuje v úkrytech na souši. (GAISLER et ZIMA 2018). Obvykle obývá menší stojaté vody, často zcela bez vegetace, jako kaluže na horských pastvinách, či vyjeté koleje po těžké technice (VOJAR *in verb.*), například ve vojenských újezdech. V porovnání s kuňkou obecnou je kuňka žlutobřichá méně vázána na akvatické prostředí (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002).

Na území ČR se dále můžeme setkat se třemi druhy ropuch. Nejsou však zařazeny v jednom rodě, nýbrž hned ve třech (*Bufo*, *Epidalea*, *Pseudepidalea*) (ZAVADIL et al. 2011, ZWACH 2013). Ropuchu krátkonohou a ropuchu zelenou můžeme považovat za obojživelníky otevřených biotopů. Jejich ekologické nároky jsou značně podobné a na stanovištích se často vyskytují pospolu. Oba druhy preferují mělká periodická jezírka, neboť ve vodě se zdržují jen v době páření. Tyto dva druhy jsou adaptovány na iniciální sukcesní stádia, kupříkladu na hlinité náplavy řek s krátkodobě zaplavovanými depresemi. Zimují v syké půdě, písku, či opuštěných norách hlodavců (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002).

Typické jsou také na výsypkách severozápadních Čech. Na Sokolovsku se hojně vyskytuje ropucha krátkonohá, na Mostecku ropucha zelená (VOJAR 2009).

Ropucha obecná je oproti ropuchám otevřených biotopů druhem více euryvalentním. Obývá rozsáhlé spektrum biotopů, včetně lesního prostředí. Z vodních stanovišť si příliš nevybírá. Vyskytuje se od kaluží a potůčků až po rozsáhlé nádrže. Ve vodě se zdržuje jen v době rozmnožování, přibližně jeden až dva týdny (GAISLER et ZIMA 2018). Na našem území se vyskytuje celoplošně od nížin až do hor, což názorně vypovídá o její ekologické plasticitě (MAŠTERA et al. 2016).

Dalším taxonem, se kterým se můžeme také setkat, je zástupce rodu *Hyla* – rosnička. Na našem území se nachází pouze jeden druh, a to rosnička zelená (*Hyla arborea*). Typickým stanovištěm rosničky jsou vlhčí světlé listnaté lesy, rákosiny, mokřadní louky a podobná prostředí v nížinách a středních polohách. *Hyla* je jediný rod evropské arborikolní (stromové) žáby (BARUŠ et OLIVA 1992). Po celou vegetační sezónu mimo období rozmnožování žije suchozemsky, většinou přebývá na vegetaci. K rozmnožování vyžaduje mělký litorál s dostatkem vegetace, na níž samičky připevňují shluky vajíček (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002).

Neméně zajímavým organismem je blatnice skvrnitá. Jde o druh převážně nižších poloh. Svým výskytem je vázána především na lehké půdy jako jsou spraše a půdy písčité, do kterých se zahrabává (BARUŠ et OLIVA 1992). V průběhu roku se může od vody podstatně vzdálit, neboť na ní není příliš závislá. Vyhýbá se však lesům (ZAVADIL et al. 2011). Tento druh byl dlouhou dobu považován za značně citlivý na biocidní látky užívané v zemědělství a mělo se za to, že z krajiny rychle ubývá. (VOŽENÍLEK 1997). Novější výzkumy však zjišťují, že blatnice je rozšířenější, než se myslelo. Pouze žije skrytým způsobem života.

Poslední větší skupinou žab na našem území jsou skokani, kteří se dělí do dvou rodů a to na tzv. vodní skokany a zemní skokany. Tyto dvě skupiny se od sebe výrazně odlišují svými ekologickými nároky, především pak vazbou na vodní stanoviště.

Stručný popis skokanů rodu *Pelophylax* („vodních skokanů“) a jejich nároků

Na území ČR se můžeme setkat se dvěma druhy vodních skokanů a jejich hybridní formou. Jsou jimi skokan skřehotavý, který je mimo jiné naším největším obojživelníkem. Dalším druhem je skokan krátkonohý, nejmenší z vodních skokanů (BARUŠ et OLIVA 1992). Třetím a zároveň posledním zástupcem z rodu *Pelophylax* je skokan zelený. Jde o hybridogenního hybridu, který vznikl přirozeným křížením skokana skřehotavého a krátkonohého. U tohoto taxonu si lze povšimnout morfologických podobností obou rodičovských druhů. Skokan zelený využívá vzácný mechanismus reprodukce zvaný hybridogeneze nebo též hemiklonální reprodukce. Díky tomu se označuje jako tzv. klepton, což je

v jeho latinském názvu prezentováno zkratkou kl. (ZWACH 2013). Vazba na vodní prostředí je u všech druhů z rodu *Pelophylax* velmi silná, nikoliv však stejná. Většina jedinců obvykle zimuje na dně vodních nádrží v nezámrazné hloubce. Charakteristikou vodních skokanů je, že obsazují stojaté a mírně tekoucí vody, ve kterých tráví většinu svého života. Právě v této skutečnosti tkví nejvýraznější ekologický rozdíl mezi rodem *Pelophylax* a rodem *Rana*. Zástupci rodu *Rana* totiž tráví ve vodním prostředí podstatně méně času. I mezi jednotlivými druhy rodu *Pelophylax* však můžeme nalézt rozdílnou potřebu vazby na hydrické podmínky. Nejméně, avšak přesto stále velmi významně je na vodní prostředí vázán skokan krátkonohý (GAISLER et ZIMA 2018, ZWACH 2013). Jediným taxonem z rodu vodních skokanů, který tvoří populace s potvrzeným výskytem v regionu mosteckých výsypek, je skokan skřehotavý. Výskyt skokana krátkonohého není ve studovaném regionu potvrzen, jak informuje například ZWACH (2013) a někteří další autoři. Voženílek (1999) uvádí, že skokan zelený se v oblasti výsypek nevyskytuje a determinované nálezy jsou chybně určeni skokani skřehotaví.

Stručný popis jednotlivých druhů skokanů z rodu *Rana* („suchozemských skokanů“)

Skokan hnědý je po ropuše obecné naším nejrozšířenějším obojživelníkem. Jde o druh převážně terestrického obojživelníka, který je v Mosteckém regionu hojně rozšířen (VOŽENÍLEK 1999). Obývá zejména travnaté porosty listnatých lesů a luk. Zavadiel et al. (2011) upozorňuje na skutečnost, že v české krajině došlo k tak razantní změně nelesního prostředí, že skokan hnědý je velmi omezen v jeho obývání. Z toho důvodu obsazuje lesní ekosystémy. Vyhýbá se značně suchým stanovištím, jako jsou xerothermní biotopy, intravilány měst, nebo oblasti s velkou plochou polních kultur (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002). V průběhu podzimu se obvykle stahuje k vodním zdrojům. Zimuje na souši i ve vodě, často pod kameny a kořeny stromů. V případě, že nenalezne vhodné zimoviště, může zimovat na dně svého reprodukčního biotopu (ZAVADIL et al. 2011). V regionu hnědouhelných výsypek se vyskytuje společně se skokanem štíhlým. Dle odborného konzultanta této práce působí pravděpodobně mezi skokanem hnědým a štíhlým jistý konkurenční tlak.

Skokan ostronosý je náš nejvzácnější skokan a jeden z nejohroženějších obratlovců. Skokan ostronosý je na vodu vázán poměrně málo. Vyhledává ji převážně v období rozmnožování. Zbytek roku tráví na souši, kde také pod kletím, či v opuštěných norách hlodavců zimuje. Mimo období rozmnožování si tito skokani vyhledávají asi 300 m² velké území, kde loví potravu a chovají se značně teritoriálně (DIMITRIJEV 1988). Dle několika autorů se v regionu výsypek skokan ostronosý nevyskytuje, jak uvádí například Voženílek (1999). V roce 1989 byl v bývalé obci Albrechtice nalezen jediný exemplář o čemž informuje Doležalová (2007). V současnosti je souzeno, že šlo o záměnu se skokanem hnědým, či štíhlým. Všechny tři druhy vykazují jisté morfologické podobnosti a determinační chyba je možná, o čemž je přesvědčen například Zwach (2013).

Skokan štíhlý je modelovým druhem této práce. Jeho výskyt ve studovaných územích je velmi hojný. Je to typický představitel stepní a lesostepní fauny a sukcesní fáze výsypkových ploch jsou pro něj proto ekologickým optimem (ZWACH 2013). Komplexní souhrn informací o modelovém druhu lze nalézt v následující kapitole.

2.4 Modelový organismus – skokan štíhlý (*Rana dalmatina*)

Tato kapitola poskytuje souhrnný přehled o biologii a ekologii modelového taxonu. Je dělena do čtyř podkapitol, kterými jsou: popis a morfologie, rozmnožování a vývojová stádia, nároky a ekologické vazby na prostředí. Poslední podkapitola pojednává o zimování a migraci k reprodukčnímu biotopu.

Popis a morfologie

Skokan štíhlý dosahuje délek 4,7 až 11,6 centimetrů (ZWACH 2013). Obvykle však délka těla nepřesáhne 9 centimetrů (BARUŠ et OLIVA 1992). Částečně se podobá ostatním skokanům rodu *Rana*, ale má delší nohy. Charakteristickým znakem je sezení, při kterém jsou zadní končetiny složeny do „pravého úhlu“ a patní klouby se téměř dotýkají. Délka skoku dosahuje cca 160 centimetrů a výška skoku přibližně 60 centimetrů. Tělo je štíhlé a při skoku značně protáhlé. Na bocích jsou výrazné kožní lišty, které jsou pigmentově tmavé (ZWACH 2013). Od nosních otvorů se přes zřetelné tympanum a přes oko táhne černohnědá spánková skvrna (BARUŠ et OLIVA 1992). Tvar hlavy je v porovnání s tvarem hlavy skokana hnědého více zašpičatělý (DIESENER et REICHHOLF 1997). 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. V patní oblasti se nalézá metatarzální hrbol, který je silně vyvinutý a dobře znatelný (DIESENER et REICHHOLF 1997). Je znatelně větší než hrbolky subartikulární. Zbarvením jsou skokani štíhlí dokonale přizpůsobeni biotopům, ve kterých žijí. Svrchní strana bývá obvykle šedohnědá, nebo žlutošedá. V jarním období se někteří jedinci, zejména pak samice zbarvují do kaštanově hnědé barvy. Směrem od hřbetu ke tříslům dostává zbarvení světlejší nádech, jenž má nažloutlý, až lehce nazelenalý charakter. Hrudí, hrdlo a spodní část končetin bývají zbarveny světle šedivým až světle hnědým odstínem. Břišní strana skokana štíhlého bývá buď sametově bílá, nebo zlehka nažloutlá. Stejně jako u většiny našich druhů žab, není ani u skokana štíhlého neobvyklé, že samice bývají větší než samci (ZWACH 2013). Záměna je možná se skokanem hnědým, avšak skokan hnědý je obvykle mohutnější, než skokan štíhlý (DIESENER et REICHHOLF 1997). Zajímavostí je, že nevytváří žádné poddruhy na rozdíl od ostatních druhů z rodu *Rana*.



Obrázek 1: Skokan štíhlý, modelový druh této práce (© DOLEŽALOVÁ 2007)

Rozmnožování a vývojová stádia

Dle dostupné literatury jsou pro rozmnožování tohoto druhu vhodné vodní plochy s minimálním zarybněním a značným litorálním pásmem. Jako příklady vhodných biotopů v ČR lze uvést návesní rybníky, opuštěné pískovny, tůně, staré zatopené lomy, slepá říční ramena, nebo třeba pinky výsypek (MAŠTERA et al. 2016). Právě u biotopů výsypkových ploch se tato práce snaží zjistit, které parametry vodních ekosystémů studovanému taxonu nejvíce vyhovují.

K páření a naklazení snůšek dochází v březnu a dubnu. Trvá asi dva týdny (DIESENER et REICHHOLF 1997). Prvotním vývojovým stádiem je kulovitý shluk vajíček, který samice klade zejména k vodním rostlinám. Shluk vajíček je prakticky vždy propíchnut stéblem, lodyhou, či větvičkou nějaké rostliny. Vertikálně se shluky vyskytují od hladiny až přibližně do půlmetrové hloubky. Specifické je klazení vajíček odděleně, do jakýchsi pomyslných teritorií v odstupu 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 tak značné vnitrodruhové konkurenci jako je tomu u skokana hnědého (VOJAR *in verb.*). Čerstvě po naklazení jsou vajíčka v podstatě 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. 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 dostává jednotvárnější charakter. Rosolovité obaly vajíček jsou od sebe vzájemně rozlišitelné (ZWACH 2013). Průměr vajíčka včetně rosolovitého obalu je 8–12 milimetrů. Počet vajíček ve snůšce odpovídá 300 až 1800 kusům (NÖLLERT et NÖLLERT 1992). Průměr snůšky bývá většinou 8–15 centimetrů.

Vývoj vajíček tohoto druhu je poměrně dlouhý. 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 významným důvodem k výběru skokana štíhlého jako modelového druhu této práce. Inventarizace počtu snůšek na stovkách vodních ploch totiž v praxi zabere přibližně 10 dnů a skokan štíhlý je tak jediným druhem žáby, jejíž inkubační doba snůšek je dostatečně dlouhá pro provedení terénního výzkumu.



Obrázek 2: Snůška skokana štíhlého charakteristicky uchycená okolo větvičky (© MAŠTERA et al. 2016).

Pulci tohoto taxonu jsou hnědě zbarvení, jejich tělo je protáhlé s dýchacím otvorem na levém boku a s ploutevním lemem bez mřížkovité struktury, který je oble zakončen. Vývoj pulců trvá přibližně 2,5 až 3 měsíce. Těsně před metamorfózou dosahují pulci délky 2,3–3,6 centimetru. Čerstvě metamorfovaný juvenil měří od 0,7 do 1,2 centimetru (MAŠTERA et al. 2016, ZWACH 2013). K metamorfóze tedy dochází koncem léta, skokani dosahují pohlavní dospělosti po dvou až třech letech (DIESENER et REICHHOLF 1997).

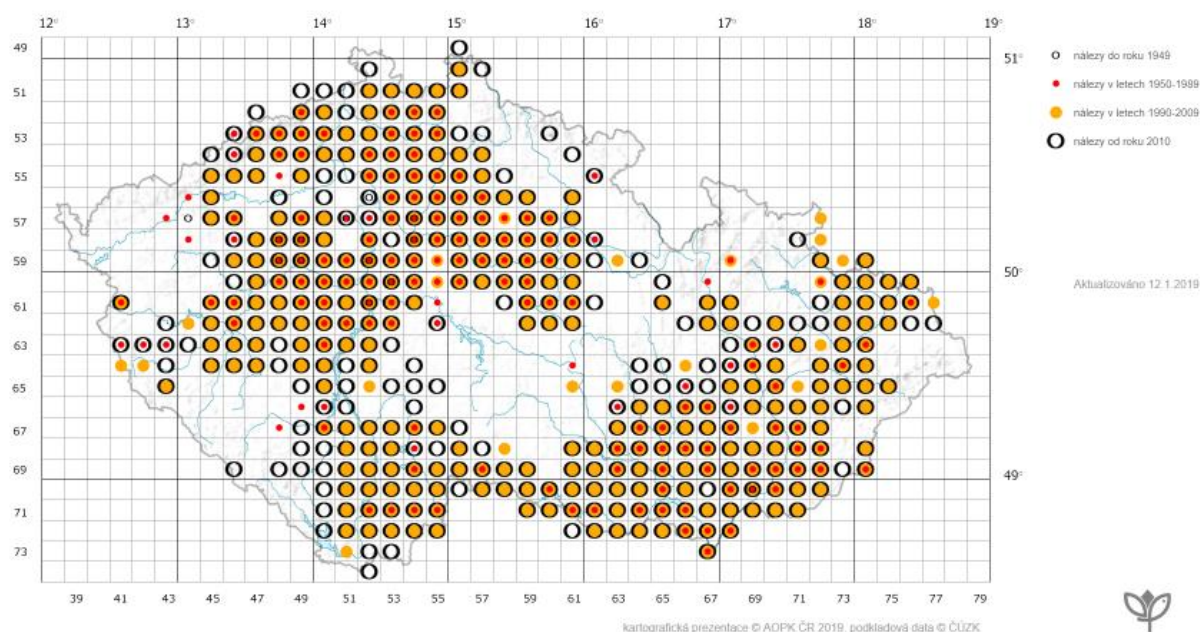


Obrázek 3: Pulec skokana štíhlého (© MAŠTERA et al. 2016).

Nároky a ekologické vazby na prostředí

Skokan štíhlý se vyskytuje od nížin až po pahorkatiny v nadmořské výšce okolo 650 metrů. Nejhojněji ho můžeme nalézt v povodí 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 hlavní areály jeho výskytu u nás patří centrální Čechy, jižní a centrální Morava, Olomoucko, Mostecká pánev, střed Libereckého kraje a východní část kraje Jihočeského. Menší populace jsou rozmístěny i jinde po našem území.

Výskyt druhu *Rana dalmatina* podle záznamů v ND OP



Obrázek 4: Rozšíření skokana štíhlého v ČR – aktualizováno 12. 1. 2019 (© AOPK ČR, Nálezová databáze ochrany přírody).

Skokan štíhlý údajně není příliš náročný na reprodukční biotopy. Rozmnožuje se v podstatě ve všech typech nádrží, podobně jako ropucha obecná. Je však významněji vázán na přítomnost vodní vegetace. Mírně tekoucí vody využívá ke kladení snůšek jen zřídka. Jako terestrické prostředí upřednostňuje biotopy, které mají lesostepní charakter. Jeho vhodným prostředím jsou zejména teplé a slunné stráně a louky s keřovým porostem. Do jisté míry mu nevádí ani vysušování krajiny (MIKÁTOVÁ et VLAŠÍN 2002). Dále pak preferuje světlé listnaté lesíky a háje. Za deště ho lze nalézt i na vlhčích 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. (ZAVADIL et al. 2011). Velmi vhodným biotopem se zdají být Rákosiny eutrofních stojatých vod, které jsou v Katalogu biotopů ČR zařazeny pod kódem M1.1. (CHYTRÝ et al. 2010). Vyhýbá se hustým smrčínám do věku dvaceti let. Prostorová i potravní nika tohoto taxonu je relativně rozsáhlá. Potravu tvoří zejména členovci, často zástupci řádu brouci, dále pak červi, 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). Z krajiny může tento druh rychle vymizet, neboť je velmi citlivý na pesticidy (ZWACH 2013).

Zimování a migrace k reprodukčnímu biotopu

Po skončení vegetační sezóny se uchyluje k zimování, a to jak na souši, tak ve vodě. Jako suchozemské zimující prostředí využívá zejména vlhké až mírně zavodněné terasy. Jako velmi vhodný biotop pro zimování se dle Doležalové (2007) zdají být lužní lesy. Zejména pak podtypy jako jsou jasanovo-olšové luhy či luhy nížinných řek (CHYTRÝ et al. 2010). Samci zimují obvykle v bahně na dně nádrží a ihned po ukončení hibernace obsazují vokalizační místa (BARUŠ et OLIVA 1992). Toto chování jim poskytuje výhodu oproti samcům stejného druhu, kteří se rozhodli pro zimování na souši. Ti totiž musejí po ukončení hibernace k reprodukčnímu biotopu migrovat, čímž ztrácejí cenný čas na rozmnožování (VOJAR *in verb.*).

Skokan štíhlý ukončuje své zimování v průběhu února až dubna (ZWACH 2013). Juvenilní jedinci ukončují zimování později než dospělí, což má svou logiku (BARUŠ et OLIVA 1992). Téměř bezprostředně po ukončení zimování se páří. Je tak naším prvním druhem obojživelníka, který se během roku rozmnožuje. Tahy na rozmnožiště nejsou obvykle masově hromadné, jako se tomu děje u jiných druhů našich žab. Zajímavostí je, že na tahu snáší i teploty pod bodem mrazu. Pro mnoho druhů obojživelníků u nás představuje fragmentace krajiny a silniční doprava značný problém a působí jim znatelné ztráty. Skokan štíhlý patří naštěstí k druhům, které dopravou nejsou během tahu znatelně ohroženi (ZWACH 2013). To zejména díky značné pohyblivosti a průběžnému tahu k reprodukčním biotopům. Po dosažení abioticky i bioticky vhodné nádrže samička naklade snůšku

a poté místo bezprostředně opouští a vyhledává letní stanoviště. 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 maskování a schopnost relativně rychlého přesunu (DIESENER et REICHHOLF 1997).

2.5 Právní a praktická ochrana obojživelníků na těžbou dotčených územích

Kapitola o právní ochraně obojživelníků byla do literární rešerše této práce zařazena proto, aby čtenář získal základní představu o současném postoji české legislativy vůči zakládání sukcesních ploch na výsypkách. Dále je v této kapitole nastíněn vztah mezi iniciálně sukcesním prostředím výsypek a obojživelníky. Zbytek kapitoly je věnován praktickým opatřením podporujícím populace obojživelníků na těžbou dotčených územích. Vzhledem k cílům, ke kterým míří výzkum obojživelníků v Mostecké pánvi, považuji stručný úvod do legislativního zázemí, stejně jako do ochrannářských aplikací v terénu za vhodný.

Spontánně vzniklá prostředí jako vhodná útočiště obojživelníků

Rozsáhlá povrchová těžba, jako kupříkladu v Mostecké pánvi, vede prakticky vždy k podstatnému narušení (nejen) ekologických funkcí krajiny. Výsypky, ale i jiná těžbou ovlivněná území, které díky těžbě vznikají, se však mohou při vhodné rekultivaci stát cennými biotopy mnoha druhů organismů v těžbou zasažených oblastech (VOJAR et al. 2012). Po nasypání výsypek dochází samovolně a zdarma ke spontánnímu vzniku biologicky hodnotných území s výskytem mnoha vzácných druhů (včetně obojživelníků), které jsou často vázány na iniciální sukcesní stádia, oligotrofní nezarybněné vody, rozvolněné lesní porosty či lesostepi. Tyto biotopy se dnes v „normální“ krajině vyskytují jen omezeně. Oproti tomu na rekultivovaných výsypkách se vyskytují velmi běžně. (HODAČOVÁ et PRACH 2003, KONVIČKA et al. 2005, HENDRYCHOVÁ 2008, HENDRYCHOVÁ et al. 2009). V průběhu výzkumu sukcese obojživelníků na Mostecku bylo zjištěno, že většina druhů nacházejících se v okolní krajině je schopna zejména nereakultivované části výsypek samovolně osidlovat (VOJAR 1999). Obojživelníci jsou totiž specifictví svými biotopovými nároky. Vyžadují různé typy akvatických i terestrických, avšak vzájemně propojených biotopů, jsou velmi citliví na migrační bariéry v krajině. Zároveň mají poměrně omezené pohybové možnosti. Výskyt obojživelníků je žádoucí mimo jiné i z indikačního hlediska. Jejich dlouhodobý výskyt vypovídá mnoho o kvalitě a komplexním propojení mnoha funkčních typů biotopů nebo třeba o přirozeném fungování trofických vztahů ve společenstvech. V neposlední řadě se z jejich dlouhodobého výskytu dá usuzovat, že prostředí, která obývají vyhovují také mnoha dalším skupinám organismů (VOJAR et al. 2012). Právě

takovéto nové ekosystémy s vysokým ochrannářským potenciálem představují území, jež mohou významně kompenzovat snížení krajinné stability, ke kterému došlo v důsledku povrchové těžby.

Bohužel díky současně nastavené legislativě je tvorba sukcesních ploch pro těžbařské společnosti značně zkomplikovaná. Povrch výsypek je tak ve většině případů zarovnan a odvodněn v rámci technické rekultivace. V následující fázi je obvykle provedena lesnická, či zemědělská rekultivace. Nově utvářená krajina je tímto z pohledu ekologické stability zpravidla sekundárně degradována, obvykle definitivně, a navíc velmi draze (CÍLEK 2002, VOJAR 2007, ŘEHOUNEK et al. 2010, TROPEK et ŘEHOUNEK 2011).

Právní aspekty ochrany těžbou dotčených území

Zásadním krokem v ochraně nové krajiny a současně obojživelníků je samozřejmě aktivní účast všech zapojených institucí a sdružení na prosazení novel zákonů, jenž by odstranily komplikace, které brání těžebními organizacím navýšit rozlohu sukcesních ploch. Jednalo by se zejména o novelu horního zákona č. 44/1988 Sb., v platném znění. Dále pak o aktualizaci zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění, a také zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, v platném znění (VOJAR et al. 2012).

Jak vyplývá z výše uvedených informací, výskyt početných populací obojživelníků s ekologicky hodnotnou krajinou, tedy krajinou vzniklou spontánní sukcesí úzce souvisí. Dále již bylo také zmíněno, že prosazení sukcesní plochy na výsypce je legislativně poměrně obtížné. Jistým způsobem, jak zvýšit šanci na schválení obnovy výsypky spontánní sukcesí je při současném znění legislativy situovat budoucí sukcesní plochy při plánování rekultivací na pozemky, které nejsou kategorizovány jako pozemky určené k plnění funkci lesa (PUPFL) a zároveň nejsou součástí zemědělského půdního fondu (ZPF). Tyto pozemky by měly totiž být podle legislativy při rekultivaci vyhrazeny k účelu, který plnily před těžbou. Umožnění spontánní sukcese příslušnými orgány je tak na těchto pozemcích nepravděpodobné (DOLEŽALOVÁ et al. 2012).

Praktická opatření ochrany obojživelníků na výsypkách

Ještě předtím, než jsou na výsypkách sukcesní plochy naplánovány a schváleny, je velmi důležité promyslet jejich prostorové rozložení. Naprosto nežádoucí jsou jednotlivé a oddělené enklávy sukcesních ploch, mezi kterými se rozprostírají lány mladých smrčín založené v rámci lesnické rekultivace, nebo rozsáhlé úseky rekultivací zemědělských. Mezi takovýmito oblastmi je prostupnost terénu pro obojživelníky velmi obtížná. Vhodné biotopy jsou pak pro obojživelníky nedostupné, nebo představují dokonce ekologickou past (VOJAR 2007). Vhodným přístupem je mezi jednotlivými ploškami zřídit koridory vhodného prostředí. Může se jednat například o vodní tok, nebo rozvolněný pás dřevin. Velmi vhodné je také zakládat sukcesní plochy tam, kde navazují na ekologicky hodnotné

části krajiny (jsou li v okolí výsypky). Dobrým příkladem může být lužní les. Důležité je, aby tyto hodnotné ekosystémy nebyly odděleny od sukcesní plochy bariérou, která by pro migrující obojživelníky představovala jen stěží překonatelnou překážku (například komunikace, zástavba, umělé říční koryto s vysokými stěnami apod.). Nepřítomností takovýchto bariér se značně urychlí osidlování výsypek nejen obojživelníky. Populace organismů budou stabilnější a početnější (VOJAR et al. 2012).

Obojživelníci preferují mozaikovitou krajinu složenou z různých typů biotopů. Pro zajištění mozaikovité krajiny na sukcesních výsypkách jsou nejvhodnější lokální disturbance. Pro terestrické části větších sukcesních ploch by mohlo být vhodným řešením povolení motokrosu, který by fungoval jako vhodné managementové opatření. Obdobnou úlohu by mohlo plnit jezdeckví, pastva, či sešlap v rámci sportovních a kulturních aktivit. Tyto skutečnosti by mohly být zajímavé zejména pro obyvatele okolí, vůči kterým by měla mířit osvěta o tom, že zakládání sukcesních výsypek nemusí nutně znamenat omezení potenciálního využití zmiňovaného území (DOLEŽALOVÁ et al. 2012). U vodních ploch, které zarůstají rákosem, se jako vhodný management jeví sečení na počátku června, tedy před začátkem metání květenství (PETŘÍČEK 1999).

Dalším vhodným managementem, který podporuje populace obojživelníků je vhodné zakládání vodních ploch. Pravdou je, že na sukcesních výsypkách vznikne mnoho menších akvatických biotopů samovolně. Když už je ale vodní plocha zakládána cíleně, je vhodné, aby při jejím vytváření brán ohled na aplikaci vhodných parametrů, které zvýší její ekologický potenciál (DOLEŽALOVÁ et al. 2012). Jako vhodné se jeví například nechat přírodní břehy s mírným sklonem (1:10). Není tedy vhodné celý obvod nádrže obsypávat štěrkem, či makadamem. Velmi důležitým bodem je rozvolnění okraje plochy do zátočin. Mělké zátočiny s mírným sklonem mají dobrý potenciál pro rozvoj tak potřebného litorálního pásma. Nádrže, u kterých se neplánuje účelové zarybnění, by bylo dobré neosazovat rybí osádkou. Intenzivní chov ryb představuje příčinu úbytku většiny druhů obojživelníků (VOJAR 2007, ZAVADIL et al. 2011). Vhodné je kolem centrální retenční nádrže umožnit vznik malých tůňek a přirozeně zarůstajících míst (DOLEŽALOVÁ et al. 2012).

Dalším důležitým opatřením je také provádění průběžného monitoringu a vyhodnocování výsledků. Výsledky výzkumu by se měly co nejvíce odrážet v navrhovaných opatřeních. V případě, že průzkum potvrdí biologickou hodnotu sukcesní plochy, je žádoucí začlenit ji do územního systému ekologické stability (ÚSES), případně lokalitu vyhlásit jako zvláště chráněné území (ZCHÚ). V případě, že dojde k vyhlášení lokality jako ZCHÚ, je tím legitimizována potřeba vytvoření vhodného managementového plánu. Také je tak usnadněno získávání finančních prostředků pro jeho plnění, například prostřednictvím krajinotvorných programů (DOLEŽALOVÁ et al. 2012).

3. Metodika

3.1 Popis území

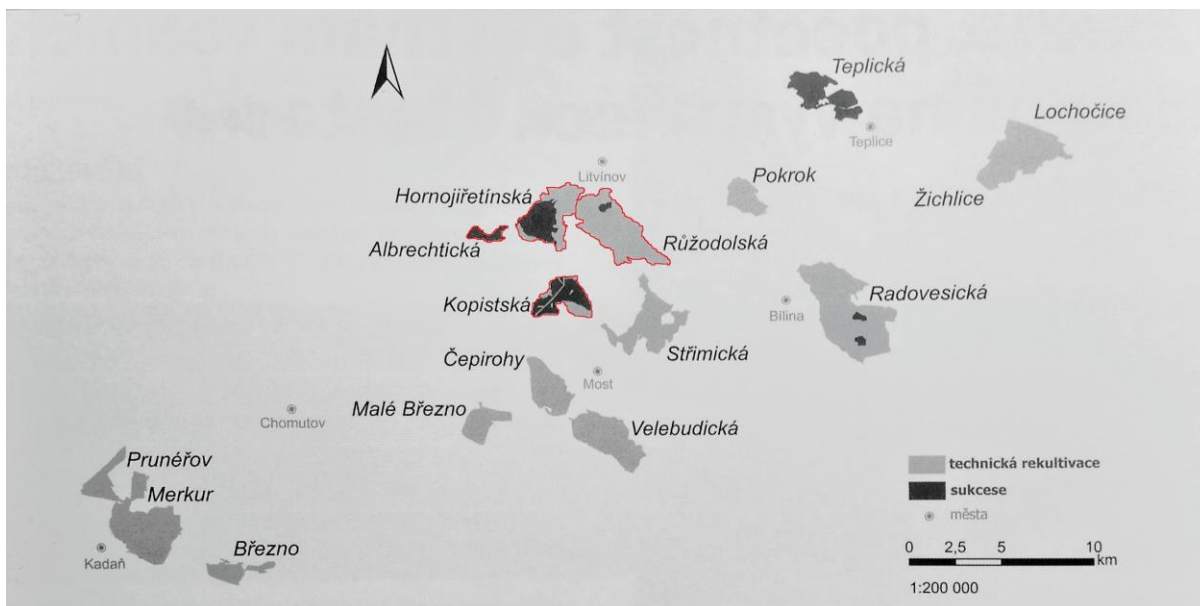
Vznik severočeské uhelné pánve

Mostecká pánev představuje třetihorní relikt. Jde o rozsáhlou prohlubeň 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 což je nejdelší období kenozoika. V období před zhruba dvaceti miliony let se v pánvi nakupilo přibližně pět set metrů organické hmoty, jílu a písku. Téměř v celé pánvi je vytvořena hnědouhelná sloj, která se v jednotlivých částech liší svou mocností. V oblastech, ve kterých byl třetihorní močál napájen přítoky potoků, je hnědouhelná sloj potlačena sedimentárními nánosy jílu a písku. Touto skutečností je nejvíce ovlivněna žatecká delta. V místech, která nebyla ovlivněna přínosem sedimentů, se vytvořila víceméně souvislá hnědouhelná sloj o mocnosti 10-30 metrů, výjimečně i 50 metrů. Rozloha pánve dosahuje přes 1000 km² a fosilní paliva jsou těžena ve čtyřech povrchových lomech (CHLUPÁČ et al. 2002).

Výsypky severočeské uhelné pánve

Výsypky jsou většinou velmi rozsáhlé 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 vody (VOJAR et al. 2018 in JONGEPIEROVÁ et al.). Děje se tak v důsledku špatné propustnosti podloží, které je tvořeno třetihorními jíly, místy také vulkanickými pyroklastiky a písky (PRACH et al. 2015 in ŘEHOUNEK et al.). Kromě zmíněných zatopených depresí dochází ke vzniku hydrických biotopů, také u paty výsypky, kde je voda vytlačována na povrch obrovským tlakem nasypaného tělesa. Tyto vodní biotopy hrají zásadní roli při osidlování výsypky organismy z okolní krajiny. Slouží totiž jako tzv. nášlapné kameny. Výše položené partie nasypaných pásů výsypky mají naopak charakter spíše xerothermní. Diverzita terestrických i mokřadních biotopů je tedy značná. Ke zvyšování diverzity napomáhá také skutečnost, že se na výsypce samovolně vytváří veliké množství 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 často nalézají cenné fosilie. 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 5: Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve s vyznačením sukcesních a technicky rekultivovaných ploch. Na červeně ohraničených územích je dlouhodobě prováděn monitoring snůšek skokana štíhlého (DOLEŽALOVÁ et al. 2012, upraveno).

Hornojiřetínská výsypka

Hornojiřetínská výsypka leží jihozápadně od Litvínova a jihovýchodně od obce Horní Jiřetín. Je vymezena souřadnicemi 50°57' N, 13°56' E. 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. Dále 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

částech. Velká část však osázena nebyla a na těchto plochách nyní probíhá samovolná sukcese, v důsledku které 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 modřinů 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 dvaceti 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 lesostepní charakter terestrických biotopů maximálně vyhovuje zkoumanému taxonu. Synergie těchto faktorů spolu s dalšími tak činí z Hornojřetínské výsypky dokonale vyhovující modelový ekosystém pro podrobnější výzkum biotopových preferencí (DOLEŽALOVÁ 2007).

Kopistská výsypka

Výsypka leží mezi městy Most a Litvínov a je vymezena souřadnicemi 50°53' N, 13°60' E v nadmořské výšce 230–280 metrů. Tato výsypka byla sypána v průběhu šedesátých let minulého století a rozkládá se na 479 hektarech. Většina výsypky, konkrétně 359 ha nebylo v minulosti rekultivováno (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. Je jí 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 uzavřený ekosystém. Svůj název nese podle zaniklé obce Kopisty. Zajímavostí je, že přibližně 150 hektarů výsypky bylo v nedávné době vyhlášeno jako přírodní památka. Výsypka je současně vyhlášena jako evropsky významná lokalita 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 platanoides*), 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 nasypaných hornin vzniklo samovolně také velké 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 část této výsypky byla ponechána bez rekultivačních zásahů. Konkrétně nebylo zrekontrovaných pouhých 31,28 ha z celkových 984 ha (VOJAR et al. 2012). Výsypka je vymezena souřadnicemi 50°57' N, 13°63' E, 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 hydrická rekultivace Jezero Most a odkaliště Venuše. Na východ od výsypky nalezneme areál chemických závodů a Hornojiretínskou 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 vysokobylinnou vegetací. 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 nerekontrovaných lokacích. Došlo k výsadbě dřevin, jako je olše lepkavá, modřín opadavý, nebo javor mléč (DOLEŽALOVÁ 2007).

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. Je vymezena souřadnicemi 50°33' N, 13°31' E. Leží v nadmořské výšce 250–280 metrů. Dospána byla v padesátých letech 20. století a jde o jednu z nejstarších výsypek 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). Žádná část výsypky nebyla technicky rekultivována. 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 nalézají lužní biotop. Táhne se podél Černického potoka, který napájí Černický rybník. Na výsypce se samovolně vyvinulo několik desítek jezírek a podmáčených ploch (DOLEŽALOVÁ 2007).

3.2 Sběr a zpracování dat

Vyhledávání vodních ploch a snůšek skokana štíhlého

Cílem předkládané práce bylo zjistit početnost a biotopové preference skokana štíhlého na čtyřech mosteckých výsypkách (Hornojřetínská, Kopistská, Růžodolská, Albrechtická). Za tímto účelem byl na jaře roku 2018 proveden intenzivní třináctidenní terénní monitoring, během kterého byly pomocí map a GPS nalézány veškeré vodní plochy, v rámci nich pak sčítány snůšky skokanů. Kromě sčítání snůšek byly také zaznamenávány parametry prostředí, jako například hloubka tůně, oslunění hladiny, typ okolního prostředí, rozsah plochy zarostlé litorální vegetací apod. Data byla následně přepsána do tabulek v MS Excel, aby bylo možné jejich statistické vyhodnocení. Vyhodnocení dat proběhlo v programu R pomocí zobecněných lineárních modelů. Osobně jsem se zúčastnil sběru a statistického zpracování dat za rok 2018, nicméně některé výsledky prezentují pro větší přehlednost údaje za delší období trvání monitoringu. Například vývoj početnosti snůšek byl vyhodnocen za desetileté období, od roku 2009 do roku 2018.

Terénní výzkum probíhal od 10. do 22. dubna 2018. Během těchto dnů byly zkontrolovány vodní plochy zanesené v databázi České zemědělské univerzity na čtyřech výše uvedených výsypkách. Průzkum terénu a zaznamenávání lokací bylo většinou prováděno ve dvoučlenných týmech. Průzkum probíhal tak, že se každé ráno vybrala část jedné z výsypek pro každou dvojici. Dvoučlenný tým vždy obdržel outdoorovou GPS navigaci (značka Garmin, typ GPSMAP 64 s) s nahanými 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. 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. Zde se většinou postupovalo tak, že

oba dva členové týmu sestoupili do litorálu a postupovali proti sobě, každý po jedné straně nádrže. Během tohoto úkonu byla vizuálně prozkoumávána vysokostébelná 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% pokrývnosti vodní hladiny. 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.

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 lokace. Tento list je možné nalézt v příloze 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 byla lokace objevena nově, tak jí byl kód vytvořen během nálezů. Kód se obvykle skládal z iniciálu nálezce, roku nalezení, dále z prvního písmene názvu výsypky, na které se vodní plocha nalézala a pořadového čísla dané lokace (například: SS18K01) 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. Vizuálně se tedy posoudilo, kolik procent vodní hladiny tvořil litorál či hydrofilní 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. Jako další se vyhodnocoval sklon břehů. Z hlediska obojživelníků je 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 nádrž je. 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 složité a pozorovatel by měl mít potřebnou empirii. Proto větší nádrže byly měřeny pomocí geografických informačních systémů (GIS), a to jako polygony v programu ArcGis. 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 hlasovými projevy. Také se 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 rozsahu nádrží, prostupnosti terénu a zkušenostech s topografií terénu.

Níže uvedená tabulka uvádí kategorie vyhodnocovaných parametrů, jednotky a způsob, kterým byla daná vlastnost určena. Tabulka nezahrnuje veškeré parametry zjišťované na výsypkách, ale jen ty, které byly využity při vyhodnocování biotopových preferencí v této práci.

FAKTOR	KATEGORIE					JEDNOTKY	ZPŮSOB ZJIŠTĚNÍ
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

Tabulka 1: Vyhodnocované parametry prostředí vodních ploch.

Úprava dat

Veškeré údaje zaznamenané během monitoringu do terénních zápisníků byly přepsány do tabulky v programu MS Excel. Pro vyhodnocení početnosti skokana štíhlého pak byly použity údaje o počtech ploch zanesených v databázi. Také byly využity údaje o počtech snůšek, ze kterých byla

vyhodnocována obsazenost v jednotlivých letech. Dále byla také upravena data ohledně podmínek stanovišť. Z těch se dále vycházelo při vyhodnocování biotopových preferencí. Tato data byla v programu MS Excel přepsána do samostatné tabulky. V tabulce byl každému jezírku věnován jeden řádek. První sloupec obsahoval zkratku výsypky, druhý sloupec obsahoval konkrétní kód jezírka. Následoval sloupec s počtem snůšek. Další sloupce byly věnovány podmínkám stanoviště. 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 za pomoci zobecněných lineárních modelů.

Statistické vyhodnocení dat

Po přepsání dat ze zápisníků a jejich další úpravě v programu MS Excel byla tato data statisticky vyhodnocena. Pro porovnání celkového počtu zjištěných snůšek mezi lety 2009 až 2018, podobně pak pro porovnání počtu vodních ploch se snůškami skokana a bez nich za stejné období, byly použity tzv. zobecněné lineární modely (GLM), konkrétně log-lineární modely. Jde vlastně o analýzu početností/frekvencí s cílem zjistit, zdali se celkové počty snůšek lišily mezi lety a mezi výsypkami, analogicky pak jestli se lišily poměry vodních ploch využívaných k reprodukci (se snůškami) či k tomuto účelu nevyužívaných (bez snůšek).

Dalším úkolem bylo zjistit, jaké vlastnosti vodních biotopů a jejich okolí (viz kapitola výše) skokan štíhlý preferuje pro kladení snůšek. Pro toto vyhodnocení byla pro zjednodušení použita data z roku 2018, kdy jsem se podílel na jejich sběru, a pouze z Hornojiřetínské výsypky. Biotopové preference skokana byly analyzovány opět pomocí GLM. Počty snůšek v jednotlivých vodních plochách Hornojiřetínské výsypky představovaly tzv. vysvětlovanou proměnnou, parametry prostředí pak vysvětlující proměnné, snažili jsme se totiž pomocí nich vysvětlit, které vlastnosti prostředí jsou skokanem preferovány. Byl vytvořen model a významnost jednotlivých vysvětlujících proměnných v něm byla testována.

Veškeré analýzy proběhly v programu R (R Core Team 2019); ke grafickému zpracování většiny souhrnných výsledků byl využit MS Excel, část grafů (9 a 10) byla vytvořena v programu R. Program R je statistický volně dostupný software, specializovaný především na statistické výpočty. Program R není ovládán z menu, ale pomocí programovacích příkazů, které je k používání nutné znát, proto bylo využívání programu R a výpočty v něm prováděny pod vedením odborného konzultanta této práce.

4. Výsledky

4.1 Početnost skokana štíhlého

Porovnání početnosti jezírek na výsypkách v průběhu let

Pro vyhodnocování početnosti skokana štíhlého, resp. jeho snůšek, bylo nejprve nutné zjistit počet ploch na jednotlivých výsypkách v průběhu jednotlivých let. Počty vodních ploch se však díky relativně dynamickému pohybu půdních mas na výsypkách, a také díky odlišnému průběhu počasí (zejména množství srážek), v průběhu jednotlivých let mění. Z tohoto důvodu uvádím ve výsledcích minimální a maximální počet jezírek zaznamenaných v databázi (tj. toho roku nalezených) pro každou výsypku zvlášť, a to za období deseti let (2009 až 2018). Z důvodů vzájemného porovnání situace mezi lety je uváděn také aritmetický průměr těchto hodnot. Pochopitelně dochází k situacím, kdy se během monitoringu nepovede některé vodní plochy v daném roce nalézt (byly buď přehlédnuty nebo např. zanikly/vyschly). Součástí prezentovaných výsledků je tedy i podíl počtu toho roku nalezených jezírek ku celkovému počtu vodních ploch. Tento poměr uvádím procentuálně a představuje určitou kontrolu, zdali byl v příslušném roce nalezen dostatečný počet vodních ploch. Dále v textu jsou takto zpracovány jednotlivě všechny čtyři sledované výsypky. Na každé výsypce je poněkud odlišné prostředí, a tudíž i podmínky, které ovlivňují permanenci a úspěšnost nalezení vodních ploch.

Hornojířetínský výsypka

V průměru za deset let je v databázi pro Hornojířetínskou výsypku uvedeno 337 jezírek. V průměru za deset let je na Hornojířetínské výsypce sledováno 281 jezírek v každém roce, tudíž je každý rok sledováno **83 %** jezírek ze všech jezírek uvedených v databázi Hornojířetínské výsypky. V roce 2013 bylo v databázi uvedeno 297 jezírek, což je nejméně za sledované období. Oproti tomu v roce 2015 bylo v databázi uvedeno 388 jezírek, což je nejvíce za celé období sledování.

Kopistská výsypka

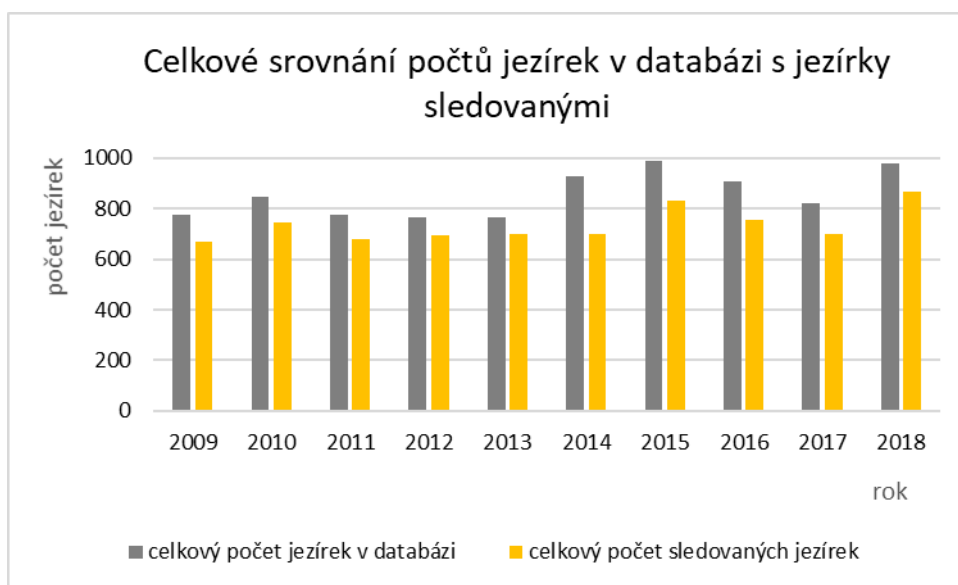
Průměrně se v databázi Kopistské výsypky nalézají 378 jezírek. V průměru za deset let je na Kopistské výsypce sledováno 338 jezírek v každém roce, každý rok je tedy sledováno **89 %** jezírek ze všech jezírek uvedených v databázi Kopistské výsypky. Nejméně jezírek bylo v databázi zaznamenáno v roce 2009. Jednalo se o 309 vodních ploch. Oproti tomu 484 vodních ploch bylo uvedeno v databázi pro rok 2018. Je to doposud nejvyšší zaznamenaný počet.

Růžodolská výsypka

Databáze pro Růžodolskou výsypku obsahuje v průměru za deset let 90 vodních ploch, z nichž 78 je v průměru sledováno každý rok. V průměru je tedy každý rok sledováno **86 %** jezírek ze všech jezírek uvedených v databázi Růžodolské výsypky. V roce 2011 bylo v databázi zaznamenáno 37 jezírek, což je nejmenší zaznamenaný počet. Oproti tomu v roce 2015 bylo v databázi uvedeno celkem 106 jezírek, což je nejvíce za sledované období.

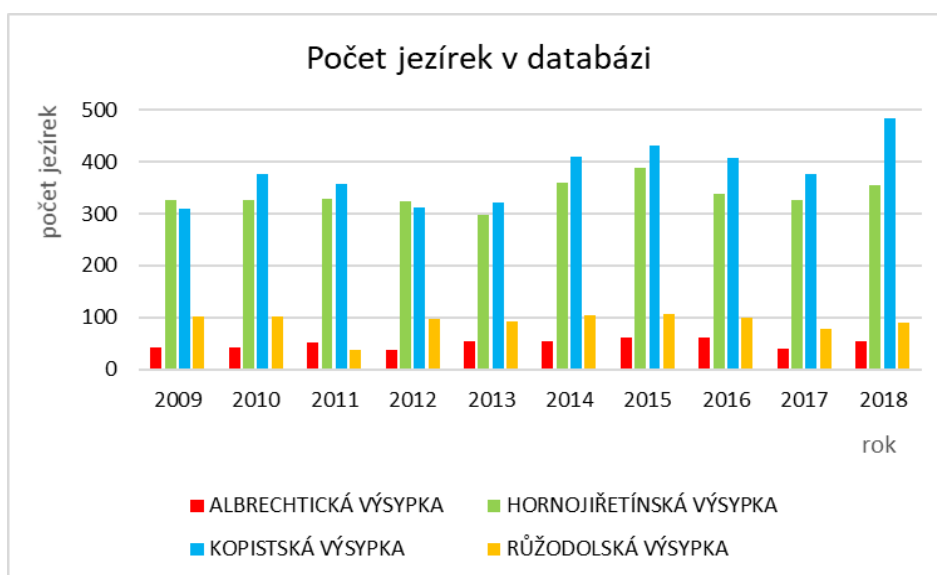
Albrechtická výsypka

V průměru je v databázi pro Albrechtickou výsypku uvedeno 50 jezírek na rok. V průměru za deset let je na Albrechtické výsypce sledováno 38 jezírek v každém roce, každý rok je tedy sledováno **74 %** jezírek ze všech jezírek uvedených v databázi Albrechtické výsypky. Nejméně jezírek, konkrétně 37, bylo v databázi uvedeno v roce 2012. Nejvyšší zaznamenaný počet v databázi odpovídal 62 vodním plochám, a to v roce 2015 a 2016.

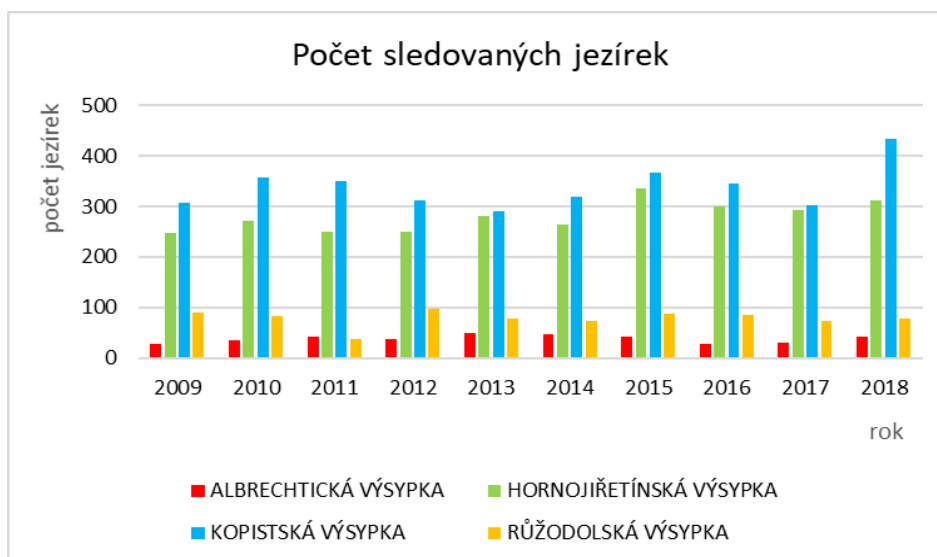


Graf 1: Celkové počty vodních ploch pro všechny čtyři výsypky, které byly v databázi (šedě), a počty vodních ploch, které byly v každém roce skutečně navštíveny a popsány (žlutě)

Přesnost sledování, tedy poměr počtu jezírek sledovaných ku celkovému počtu vodních ploch v databázi, vypočítaná aritmetickým průměrem přes všechny roky a výsypky, dosahuje **83 %**.



Graf 2: Celkové počty jezírek na jednotlivých výsypkách v období 2009 až 2018



Graf 3: Počty sledovaných jezírek na jednotlivých výsypkách v období 2009 až 2018

Podíl vodních ploch se snůškami a bez snůšek skokana (obsazené vs. neobsazené v. plochy)

Hornojřetínská výsypka

Podíl vodních ploch se snůškami a bez snůšek na Hornojřetínské výsypce v jednotlivých letech poměrně kolísal (graf 4). Procentuálně představovaly vodní plochy s nalezenými snůškami 19 až 53 % vodních ploch na výsypce, nejméně v roce 2013, nejvíce v roce 2011. Průměrný podíl obsazených (k reprodukci využívaných) vodních ploch byl 38 %.



Graf 4: Fluktuace obsazenosti vodních ploch na Hornojřetínské výsypce v průběhu let

Kopistská výsypka

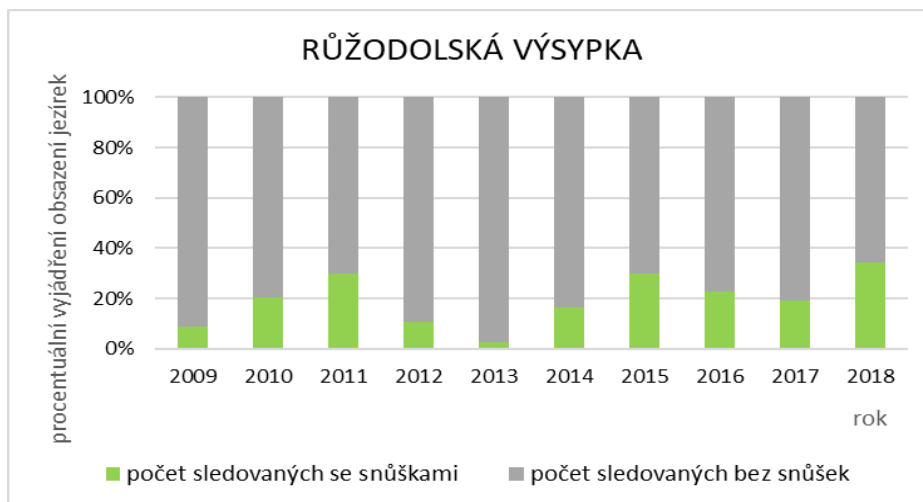
Podíl vodních ploch se snůškami a bez snůšek na Kopistské výsypce v jednotlivých letech kolísal ještě výrazněji, než na výsypce Hornojřetínské (graf 5). Procentuálně představovaly vodní plochy s nalezenými snůškami 9 až 48 % vodních ploch na výsypce, nejméně v roce 2013, nejvíce v roce 2011. Průměrný podíl obsazených (k reprodukci využívaných) vodních ploch byl 28 %.



Graf 5: Fluktuace obsazenosti vodních ploch na Kopistské výsypce v průběhu let

Růžodolská výsypka

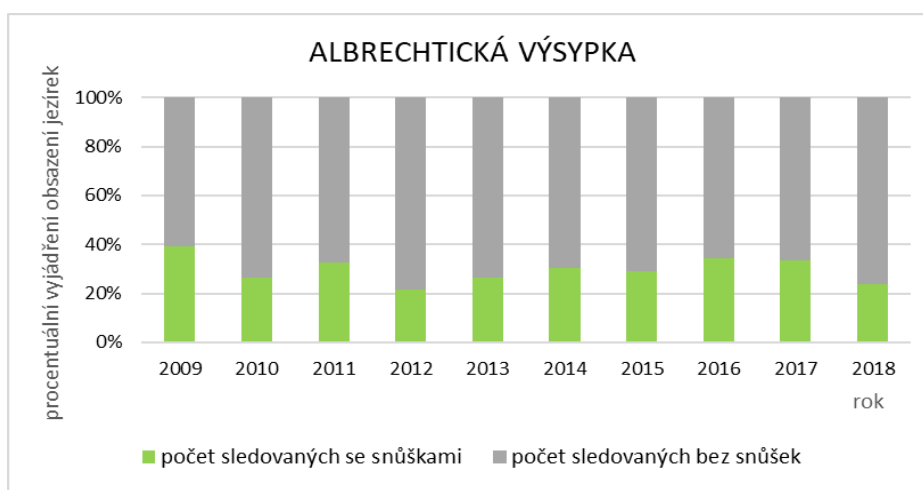
Podíl vodních ploch se snůškami a bez snůšek kolísal poměrně značně i na této výsypce (graf 6). Procentuálně představovaly vodní plochy s nalezenými snůškami 3 až 34 % vodních ploch, nejméně v roce 2013, nejvíce v roce 2018. Průměrný podíl obsazených (k reprodukci využívaných) vodních ploch byl 19 %.



Graf 6: Fluktuace obsazenosti vodních ploch na Růžodolské výsypce v průběhu let

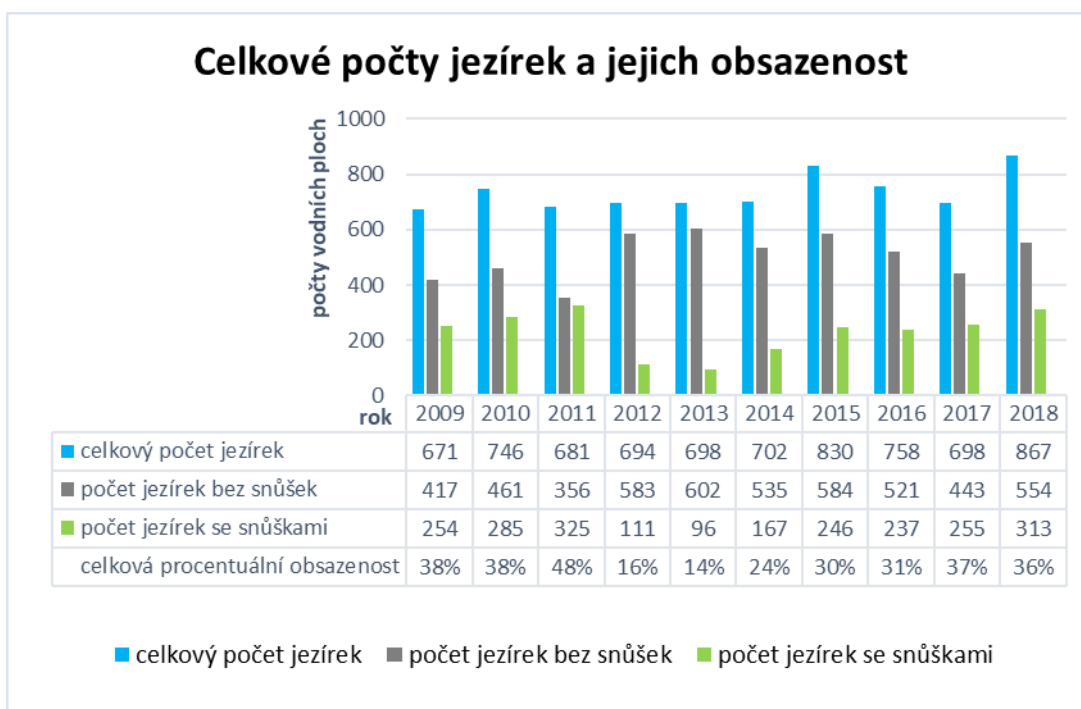
Albrechtická výsypka

Kolísavost podílů vodních ploch se snůškami a bez snůšek na této výsypce je nejmenší ze všech sledovaných výsypek (graf 7). Procentuální rozsah obsazenosti vodních ploch na výsypce se pohyboval od 21 do 39 %. Nejnižší podíl obsazených vodních ploch byl zaznamenán v roce 2012, nejvyšší v roce 2009. Průměrný podíl obsazených (k reprodukci využívaných) vodních ploch byl 29 %.



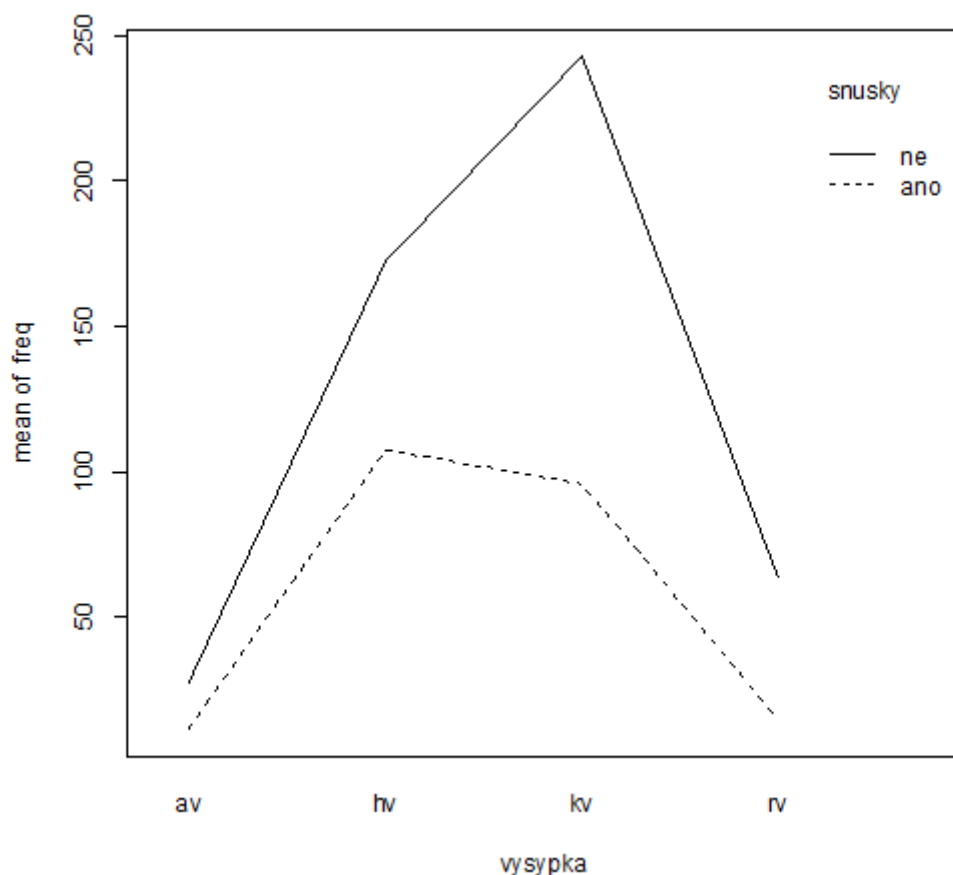
Graf 7: Fluktuace obsazenosti vodních ploch na Albrechtické výsypce v průběhu let

Výše uvedené grafy (grafy 4; 5; 6; 7) znázorňují, jak se liší kolísání obsazenosti vodních ploch na jednotlivých výsypkách v průběhu desetiletého období. Lze si povšimnout jistých podobností mezi výsypkami. Například relativně výrazného poklesu obsazenosti v letech 2012 a 2013, který se týkal v různé míře všech čtyř výsypek.



Graf 8: Tento graf referuje o celkových počtech vodních ploch na všech výsypkách dohromady mezi jednotlivými lety. Dále prezentuje poměr obsazených a neobsazených vodních ploch v jednotlivých letech

Z výše uvedeného grafu (8) je patrné, že počty obsazených jezírek se mezi lety poměrně liší. Dále si lze povšimnout, že průběh početnosti neobsazených jezírek je opačný k průběhu početnosti jezírek obsazených (graf 8). Nejvýraznější rozdíl v obsazenosti vodních ploch lze pozorovat mezi lety 2011 a 2013. Nejvyšší celková obsazenost byla vyhodnocena v roce 2011. Nejmenší obsazenost v tomto roce se pohybovala těsně pod 30 %, a to na Růžodolské výsypce. Naopak nejvyšší obsazenost tohoto roku dosáhla téměř 53 % na Hornojiřetínské výsypce. Na druhou stranu rok s nejnižší celkovou obsazeností byl rok 2013. Nejnižší obsazenosti v tomto roce dosáhla Růžodolská výsypka s necelými 3 %. Naopak nejvyšší obsazenost v tomto roce byla vyhodnocena na Albrechtické výsypce. Obsazeno, tedy se snůškami, zde bylo téměř 27 % vodních ploch. Veškerá data (absolutní hodnoty) týkající se počtů a obsazenosti jezírek je možné nalézt v příloze 2.



Graf 9: Obsazenost jezírek na jednotlivých výsypkách. Na svislé ose jsou uvedeny počty jezírek (průměr za všechny roky). Plná čára ukazuje, kolik jezírek je na dané výsypce neobsazených, přerušovaná, kolik vodních ploch je obsazených.

Obsazenost na jednotlivých výsypkách v průběhu let je prezentována grafy výše (4; 5; 6; 7). Graf 9 shrnuje situaci obecněji a podává informace o průměrných počtech jezírek na jednotlivých výsypkách, dále také informace o průměrné obsazenosti výsypek (počítáno z deseti vyhodnocovaných let). Zajímavým zjištěním je fakt, že obsazenost Hornojihetínské výsypky je při porovnání všech čtyř výsypek nejvyšší nejen relativně, ale také absolutně. Nejvyšší relativní neobsazenost můžeme vyhodnotit u již zmiňované Růžodolské výsypky, avšak absolutními čísly, tj. počty neobsazených jezírek dominuje výsypka Kopistská, což je jednoznačně dáno diametrálně odlišným počtem vodních ploch na obou srovnávaných výsypkách. Názornost této skutečnosti demonstruje výše uvedený graf 9.

Podíly obsazených a neobsazených vodních ploch skokanem se statisticky průkazně lišily jak mezi výsypkami za celé sledované období dohromady (graf 9), tak mezi jednotlivými lety (spočítáno pomocí GLM, viz Statistické zpracování dat). Znamená to, že počty jezírek se snůškami a bez nich byly různé nejen mezi výsypkami, jak je podrobně rozvedeno výše, ale tyto počty se lišily i mezi

jednotlivými lety (počítáno pro všechny výsypky dohromady). Dokonce se průkazně lišily i počty obsazených a neobsazených vodních ploch v rámci jedné výsypky mezi jednotlivými lety. Podíl vodních ploch užívaných skokanem k reprodukci se tak měnil nejen v prostoru (mezi výsypkami), ale také v čase.

Počty snůšek na jednotlivých výsypkách a jejich fluktuace v průběhu let 2009 až 2018

Za celé vyhodnocované období bylo nalezeno 22757 snůšek. Nejvíce snůšek za deset let bylo nalezeno na Hornojířetínské výsypce, nejméně pak na výsypce Albrechtické. Dlouhodobě je výsypkou s nejvyššími počty snůšek výsypka Hornojířetínská. Nejméně snůšek je dlouhodobě nalézáno na výsypce Albrechtické (tabulka 2).

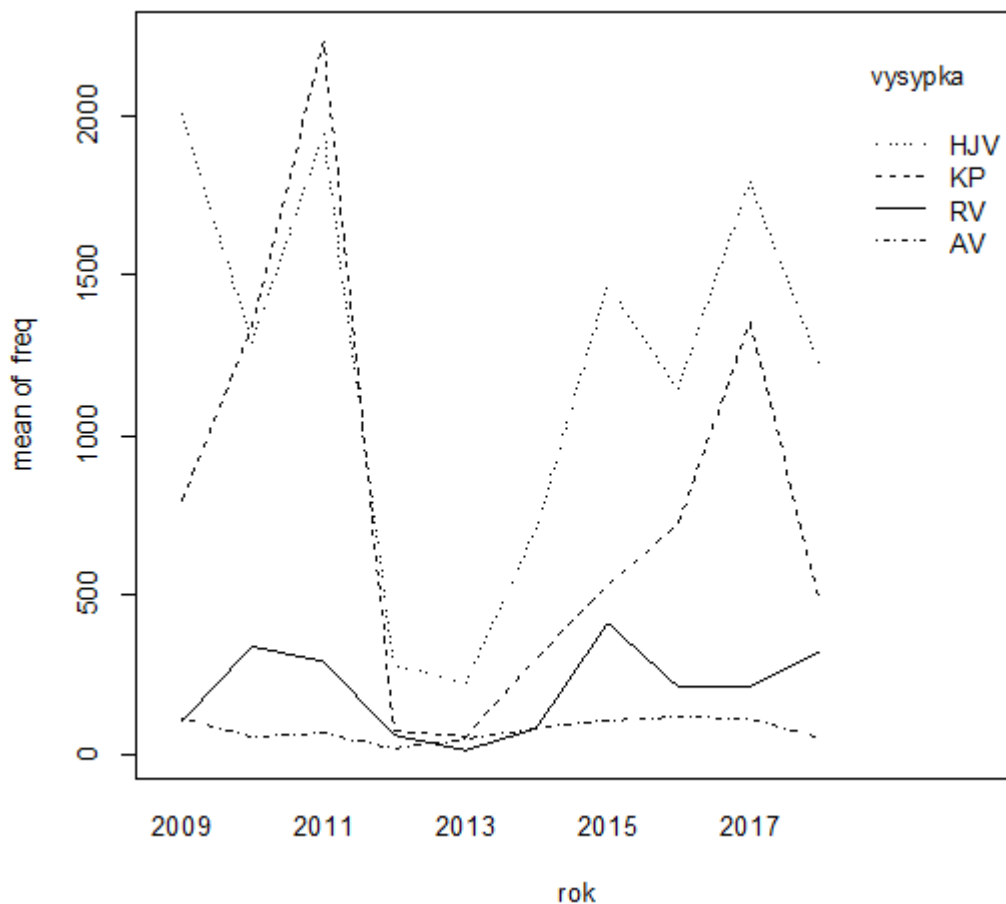
	průměr za 10 let	součet za 10 let	min. za 10 let	max. za 10 let
Hornojířetínská výsypka	1207	12074	223	2006
Kopistská výsypka	788	7877	55	2234
Růžodolská výsypka	204	2042	15	413
Albrechtická výsypka	76	764	17	116

Tabulka 2: Mezní a jiné důležité hodnoty týkající se počtů snůšek na výsypkách

Nejvíce snůšek na všech výsypkách dohromady bylo nalezeno v roce 2011, konkrétně 4530 snůšek. Nejméně snůšek, konkrétně 343 bylo nalezeno v roce 2013. Z tabulky je patrné, že počty snůšek se velmi výrazně mění, a to i v po sobě následujících letech (tabulka 3).

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
průměr	754	755	1133	108	86	293	630	548	868	516
součet	3016	3021	4530	432	343	1171	2520	2190	3471	2063

Tabulka 3: Porovnání počtů snůšek mezi lety přes všechny výsypky dohromady. Průměr je udáván ze všech výsypek dohromady, stejně tak součet



Graf 10: Vývoj početnosti snůšek na jednotlivých výsypkách (HJV = Hornojiřetínská, KP = Kopistská, RV = Růžodolská, AV = Albrechtická) v průběhu sledovaného období (2009 až 2018). Z grafu je patrné, že počty snůšek se v průběhu let mění pro různé výsypky odlišně.

Na níže uvedených grafech je znázorněna fluktuace počtů snůšek na jednotlivých výsypkách, díky značně rozdílným absolutním počtům snůšek jsou rozsahy vísle osy nastavené odlišně, avšak jisté trendy, například rapidní pokles počtů snůšek v letech 2012 a 2013, jsou zřejmé.

Hornojiřetínská výsypka

Kolísavost početnosti snůšek na této výsypce je poměrně značná (graf 11). Na Hornojiřetínské výsypce bylo nalezeno nejméně 224 snůšek, a to v roce 2013. Během roku 2009 zde bylo nalezeno nejvíce snůšek za sledované období, a to 2006 snůšek. Průměrně je na této výsypce nalezeno 1207 snůšek a za celé sledované období zde bylo nalezeno 12074 snůšek (tabulka 2).



Graf 11: Fluktuace početnosti snůšek v průběhu let na Hornojřetínské výsypce

Kopistská výsypka

Na Kopistské výsypce si lze povšimnout rovněž kolísavých tendencí početnosti. Nejméně snůšek zde bylo nalezeno v roce 2013, jednalo se o pouhých 55 kusů. Naopak nejvíce snůšek, konkrétně 2234, zde bylo nalezeno v roce 2011 (graf 12). Průměrně je na této výsypce nalezeno 788 snůšek ročně. Za deset let sledování zde bylo nalezeno 7877 snůšek (tabulka 2).



Graf 12: Fluktuace početnosti snůšek v průběhu let na Kopistské výsypce

Růžodolská výsypka

Tato výsypka je rovněž charakteristická výraznou kolísavostí početnosti. V roce 2013 zde bylo nalezeno nejméně snůšek za celých deset let, a to konkrétně 15. Nejvíce snůšek zde bylo nalezeno v roce 2015. Nalezeno tehdy bylo 413 snůšek (graf 13). Na této výsypce je průměrně nalezeno 204 snůšek ročně. Za celé sledované období zde bylo nalezeno 2042 snůšek (tabulka 2).



Graf 13: Fluktuace početnosti snůšek v průběhu let na Růžodolské výsypce

Albrechtická výsypka

Kolísavost početnosti v posledních letech je na této výsypce relativně stabilní. Výrazný pokles početnosti se podařilo zaznamenat jen v roce 2012, kdy bylo nalezeno 17 snůšek. V roce 2016 zde bylo nalezeno 116 snůšek, což je nejvíce za sledované období (graf 14). Průměrně je zde nalezeno 76 snůšek ročně. Za celé období sledování zde bylo nalezeno 764 snůšek (tabulka 2).



Graf 14: Fluktuace početnosti snůšek v průběhu let na Albrechtické výsypce

4.2 Preferované vlastnosti prostředí

Dalším cílem této práce byla analýza nároků skokana na prostředí. Konkrétně šlo o to zjistit, jaké vlastnosti vodních biotopů jsou preferovány při jejich výběru pro kladení snůšek. Dále je popsán vliv jednotlivých parametrů prostředí na početnost snůšek skokana na Hornojiřetínské výsypce v roce 2018.

Rozloha vodní plochy měla na početnost snůšek určitý vliv, sice průkazný ($p = 0,003$; poznámka: pokud je hodnota p menší než $0,05$, je daný faktor průkazný, pod $0,001$ pak vysoce průkazný), ale v porovnání s ostatními faktory o něco méně významný. Skokan pro kladení snůšek preferuje spíše středně velké vodní plochy o rozlohách v řádech stovek metrů čtverečních.

Hloubka byla v tomto ohledu mnohem více průkazný faktor ($p = 0,0007$). Skokani preferovali ke kladení středně hluboké vodní plochy s hloubkou mezi $0,5$ a $1,5$ m.

Podíl litorální vegetace byl kupodivu mnohem méně průkazný ($p = 0,02$), než např. hloubka. Přesto lze říci, že přítomnost vodní vegetace ovlivňuje početnost snůšek pozitivně. To ovšem platí pouze do určité míry. Zcela zarostlá jezírka, byť dostatečně hluboká a nevysychající, jsou díky zastínění vodní hladiny hustým porostem rákosu pro skokana nevyhovující.

Naopak **sklon břehů** se ukázal jako zcela rozhodující faktor (p je menší než 10^{-5}). Je to logické, protože mírný sklon břehů, který byl skokany preferován, umožňuje rozvoj litorální vegetace na dostatečně velké ploše.

Oslunění vodní hladiny je pro skokany při výběru reprodukčního biotopu rovněž důležité, tj. statisticky průkazné ($p = 0,003$). Skokani se vyhýbali zcela zastíněným vodním plochám.

Faktor, který neměl při výběru biotopu skokany žádný vliv, byl **charakter okolní vegetace** (lesy, křoviny, travní porosty, rákosiny). Zdá se, že všechny typy tohoto prostředí jsou pro skokana vyhovující a nepředstavují na Hornojiřetínské výsypce žádný limitující faktor. Vliv **zarybnění** prošel téměř neprůkazně, vyhodnocení tohoto faktoru by vyžadovalo důkladnější analýzu.

5. Diskuse

5.1 Početnost skokana štíhlého

Porovnání početnosti jezírek na výsypkách v průběhu let

U tak komplexního výzkumu, jako je mapování obojživelníků na rozsáhlých výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve je pochopitelné, že rozsah a kvalita mapování vodních ploch se může rok od roku mírně lišit. Je to dáno jednak přístupem terénních pracovníků (intenzitou sledování v daném roce), rozsahem jejich zkušeností, bezproblémovostí techniky a dalšími faktory. Jak již bylo zmíněno, databáze obsahuje každý rok jiný počet vodních ploch, protože povrch sypaného tělesa pracuje, staré vodní plochy zanikají, díky sesuvům půdy, vysychají, nebo jsou zazemňovány odumřelou biomasou. Jiné naopak vznikají v nově vzniklých terénních depresích. Díky těmto výkyvům se databáze aktualizuje a společně s touto dynamikou vzniká prostor pro opomenutí jistého počtu ploch během jarního monitoringu. Jedním z cílů této práce bylo alespoň přibližně vyhodnotit, jaká je dlouhodobá úspěšnost zaznamenávání údajů o konkrétních vodních plochách na jednotlivých výsypkách. Tedy kolik ploch se každý rok vyhodnocuje vůči těm, které by bylo možné vyhodnotit. Po porovnání ploch vyhodnocených s plochami v databázi pro každý rok byl pro každou výsypku spočítán aritmetický průměr z deseti let. Úspěšnost sledování mezi výsypkami byla poměrně podobná. Nejlépe dopadla výsypka Kopistská (úspěšnost 89 %, to znamená, že v průměru je každý rok sledováno 89 % ze všech vyskytujících se vodních ploch), následovala výsypka Růžodolská (86 %), dále poté Hornojřetínská (83 %). Nejmenší úspěšnosti sledování bylo dosaženo na výsypce Albrechtické (74 %). Nižší výsledek úspěšnosti sledování u Albrechtické výsypky by mohl být způsoben okolním lužním biotopem, který by svou přítomností mohl podmiňovat vyšší kolísavost počtů periodických vodních ploch. Dalším vysvětlením by mohlo být to, že Albrechtická výsypka je výrazně menší než ostatní, s nižším počtem vodních ploch, který se pohybuje řádově v desítkách. Opomenutí každé plochy se tak v procentuálním vyjádření projeví mnohem podstatněji než u výsypky se stovkami vodních ploch. Celková úspěšnost dosahuje 83 %, což u takto dlouhodobého a rozsáhlého výzkumu lze považovat za úctyhodný výsledek.

Podíl vodních ploch se snůškami a bez snůšek skokana (obsazené vs. neobsazené v. plochy)

Dalším cílem této práce bylo zhodnotit, v jakém poměru jsou vůči sobě výsypky kolonizovány skokanem štíhlým, resp. kde je podíl obsazených jezírek skokanem nejvyšší, a naopak. Využili jsme k tomu porovnání poměru skokanem obsazených a neobsazených ploch v jednotlivých letech, tj. podíly vodních ploch využívaných skokanem k reprodukci a jezírek tímto druhem neobsazených. Toto bylo provedeno u každé z výsypky samostatně. Na základě dat byly sestaveny časové řady

reprezentující kolísání obsazenosti vodních ploch na výsypkách. Asi nejpřehledněji je toto vidět v grafech č. 4, 5, 6 a 7 na stranách 37 a 38 v kapitole Výsledky. Situace je také dobře reprezentována grafem č. 8 na straně 39 v téže kapitole. Po vypočítání průměru těchto časových řad bylo zjištěno, že obsazenost vodních ploch na Hornojiřetínské výsypce se pohybuje okolo 38 %. Je to nejvíce ze všech sledovaných výsypek. Doležalová (2007), která se na této výsypce zabývala prostorovým rozmístěním skokanů, na základě svých výsledků usuzuje, že takto vysoká obsazenost je významně podporována existencí měkkého luhu na západním okraji výsypky. Ten funguje jako vhodné zimoviště. Je tedy pravděpodobné, že obojživelníci se z tohoto ekosystému na výsypku šíří. Toto by mohlo podporovat předpoklad, že propojenost výsypek s ekologicky významnými ekosystémy v okolní krajině je pro osidlování výsypek velmi důležitá. Obdobně by tomu mohlo být na výsypce Albrechtické, jejíž obsazenost dosahuje v průměru 29 %, a je tak druhou výsypkou s nejvyšší obsazeností. Celá severní část výsypky je lemována Albrechtickým potokem, který přitéká z Krušných hor a vtéká do vodní nádrže Černice. Na tento krajinný prvek je vázán lužní biotop liniového charakteru, který plní funkci migračního koridoru. Osidlování Albrechtické výsypky je tedy pravděpodobně významně podporováno existencí tohoto ekosystému. U Kopistské výsypky dosahuje průměrná obsazenost vodních ploch 28 %. Přestože je Kopistská výsypka značně obklopena liniovými bariérami, je dobré si uvědomit, že významná část této výsypky nebyla uměle zarovnána, díky čemuž vzniklo samovolně veliké množství terénních depresí. Rozlohu části výsypky neovlivněnou technickou rekultivací lze nalézt na obrázku č. 5 na straně 27. Heterogenita prostředí Kopistské výsypky bude pravděpodobně nejvýznamnější faktor, který zde podporuje existenci populací obojživelníků. Dopad této skutečnosti je významný, o čemž svědčí i hojný výskyt čolka velkého, díky kterému byla část výsypky zařazena mezi evropsky významné lokality. Výsypkou s nejnižší obsazeností je Růžodolská výsypka s 19 % obsazených vodních ploch. Příčina je zřejmá. Pouze malá enkláva uprostřed celé výsypky byla ponechána sukcesi. Tato oblast je tak obklopena méně vhodným prostředím, což významně omezuje migrační potenciál. Zajímavé je, že obsazenost se chová velmi často podobně jako fluktuace samotných snůšek, čemuž je věnována celá následující podkapitola.

Počty snůšek na jednotlivých výsypkách a jejich fluktuace v průběhu let 2009 až 2018

Jedním z cílů práce bylo také zjistit, jak probíhají fluktuace početnosti v populacích obojživelníků na sledovaných výsypkách. Na základě našeho výzkumu i výzkumu jiných autorů (MARSH 2001, MARSH et TRENHAM 2001) bylo zjištěno, že obojživelníci jsou typičtí značnou populační dynamikou, tj. kolísáním početnosti. Bylo zjištěno, že zejména žáby s vysokou natalitou, jako je skokan štíhlý, jsou velmi náchylné k vysoké variabilitě kolísání počtů jedinců. Již samotný značný přirozený rozsah fluktuace početnosti představuje riziko pro přežití populace na dané lokalitě (GREEN 2003). Pokud by na lokalitě působil nějaký negativní antropogenní faktor, není díky přirozené

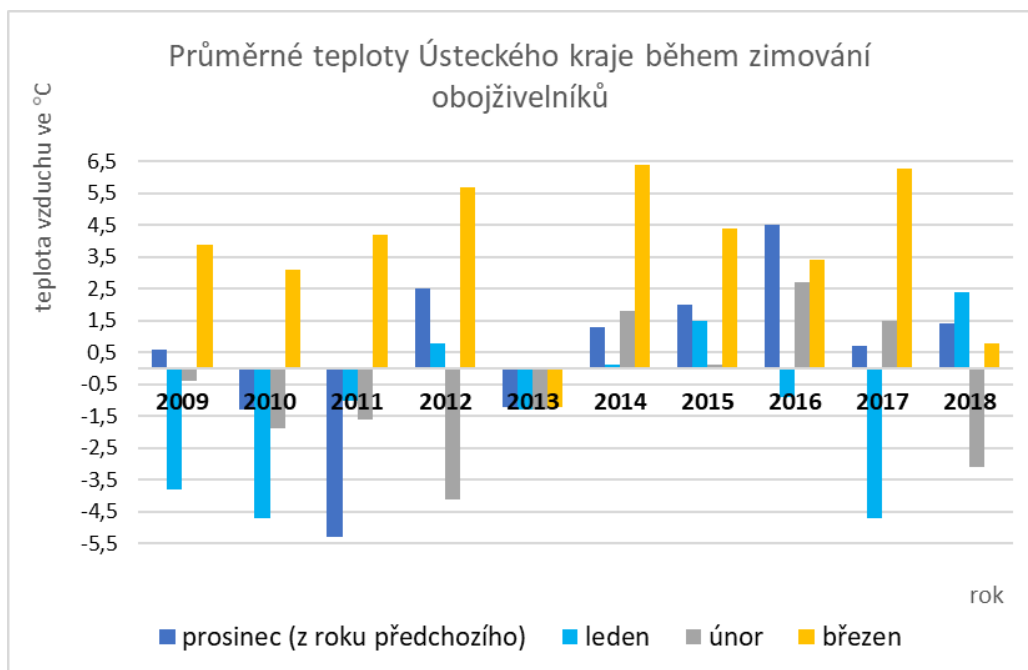
kolísavosti populací vůbec snadné vyhodnotit, zda je rapidní pokles početnosti způsoben lidskou činností, nebo přirozenými výkyvy (PECHMANN et al. 1991, GREEN 2003). Tato skutečnost představuje problém mimo jiné také v situacích, kdy dochází k poklesu počtů ve ZCHÚ. ZCHÚ v areálu monitorovaných území je kupříkladu část Kopistské výsypky. V takovém případě je velmi důležité vědět, zda se populace vyvíjí přirozeně, nebo je ovlivňována lidským působením. Aby bylo v maximální míře možné rozpoznat a pochopit přirozené fluktuace populací obojživelníků včetně jejich příčin, je nutné vycházet z výsledků dlouhodobých studií prováděných na rozsáhlých územích (SOLSKÝ et al. 2018). Takovéto studie bývají pochopitelně časově i finančně velmi nákladné, a proto jsou poměrně vzácné. Výzkum v severočeské pánvi zahájený v roce 2005 lze považovat za jednu z nich.

Velikost populací se může v průběhu let značně lišit, a ani veliký výkyv v početnosti nemusí mít z dlouhodobého hlediska na populační trend zásadní vliv, jak je vidět mimo jiné i ve výsledcích této práce (graf 10). Fluktuace početnosti mohou být způsobovány širokým spektrem příčin. Například vnitrodruhovou konkurencí, nadměrnou, nebo naopak nízkou predací, epidemií, ale také počasím v průběhu celého roku. Zejména zvýšeným vysycháním vodních ploch před metamorfózou pulců, nebo naopak nezvykle nízkými teplotami během zimy. Díky těm mohou zemřít značné počty pohlavně dospělých jedinců. Fluktuace početnosti může tedy ovlivňovat množství příčin, které spolu mohou, ale i nemusejí souviset. Při pohledu na graf 9, který znázorňuje fluktuace počtů snůšek mezi lety si však lze povšimnout, že populace na dvou největších sledovaných výsypkách (Hornojřetínská, Kopistská) se v jistých letech chovají velmi podobně. Dobrým příkladem je rapidní pokles počtů snůšek v roce 2012, který postihl populace na obou výsypkách velmi obdobně. Následoval rok 2013, během kterého byly počty nalezených snůšek oproti jiným rokům velmi nízké, a to na všech čtyřech výsypkách. Další paralelu lze vysledovat v následujících třech letech, kdy postupně docházelo ke zotavování populací a počet nalezených snůšek na výsypkách každým rokem rostl. Na Růžodolské výsypce byl během roku 2015 dokonce zaznamenán nejvyšší počet snůšek za celé vyhodnocované období. V roce 2018 byl na Hornojřetínské a Kopistské výsypce zaznamenán další výrazný pokles počtů snůšek, který měl opět podobné tendence. Podobnost těchto výkyvů generuje hypotézu, že populace obojživelníků na různých výsypkách musejí být značně ovlivňovány vnějším faktorem (či faktory), který působí na celou oblast a ovlivňuje nezávisle jednotlivé populace na sledovaných výsypkách.

Hypoteticky by se mohlo jednat o sucho ovlivňující vysychání mělkých tůní v průběhu letních měsíců, na něž je vázána vysoká mortalita pulců před metamorfózou. Masové vymření pulců během suché sezóny by se tak jistě projevilo na početnosti pohlavně dospělých jedinců o dva až tři roky později (doba pohlavního dospívání skokanů). Tou dobou by mohla být výrazně snížena početnost

aktivně se rozmnožujících žab a tím pádem i snůšek. Po vyhodnocení průměrných teplot letních měsíců za sledovaných deset let z webu Českého hydrometeorologického ústavu se zjistilo, že teploty se ve všech letech pohybovaly velmi podobně, a tudíž o ničem nevypovídají. Vyhodnocení volně dostupných dat průměrných srážek pro Ústecký kraj z téhož webu se jeví jako nerelevantní díky srážkovému stínu Krušných hor, který výrazně ovlivňuje Mosteckou pánev. Problematikou vysychání periodických tůní na zájmovém území se zabýval Kolář (2018). Ve výzkumu tohoto autora bylo zjištěno, že skokani prokazatelně více preferují při kladení snůšek tůně trvalé, nikoliv periodické. Vysychání periodických tůní tedy pravděpodobně nebude primární příčinou, která způsobuje rozsáhlé fluktuace v populacích.

Teoreticky by dalším faktorem mohla být teplota vzduchu a průběh počasí během zimních měsíců. Za účelem ověření této možnosti byla shromážděna data o průměrných měsíčních teplotách (prosinec, leden, únor, březen) v oblasti (ČHMÚ – územní teploty). Bylo zjištěno, že rok 2012, tedy rok, kdy bylo nalezeno velmi málo snůšek na dvou nejrozsáhlejších výsypkách je tentýž rok, během kterého byl nejchladnější měsíc únor, a to za celé vyhodnocované období. Nezvykle chladné únorové teploty mohly tedy hypoteticky způsobit úhyn části populace, nebo alespoň značně omezit její reprodukci během jarních měsíců. Vycházíme li z uvedených teplot, pak druhý nejchladnější únor ve sledovaném období byl ten v roce 2018. Mezi lety 2017 a 2018 došlo znovu ke značnému snížení počtů nalezených snůšek na výsypce Hornojřetínské, Kopistské a Albrechtické. Na Kopistské výsypce šlo dokonce o druhý největší pokles za sledované období. Tato situace tedy rovněž nahrává hypotéze, že nízké teploty během února, tedy již po několikaměsíčním zimování, mohou způsobit znatelný úhyn. Jde pouze o hypotézu, kterou by bylo nutné podložit komplexnějším výzkumem, avšak v diskuzi této práce upozorňuji na tuto skutečnost jako na jednu z možných příčin poměrně rozsáhlé mortality v letech 2012 a 2018 na několika výsypkách současně. Také je důležité si uvědomit, že skokani štíhlí dosahují pohlavní dospělosti až po dvou, nebo třech letech (MAČÁT 2008). To by mohlo vysvětlovat extrémně nízké počty snůšek v roce 2013. Za předpokladu že velká část pohlavně dospělých skokanů uhynula v roce 2012, je tímto vysvětlitelný velmi nízký počet nakladených snůšek v roce 2013 a následné, avšak pozvolné zotavování populací v letech 2014, 2015, na některých výsypkách i v letech 2016 a 2017. Velmi nízký počet snůšek roku 2013 mohl být také iniciován velmi chladným březnem, který během roku 2013 dosahoval průměrných teplot pod bodem mrazu. Zajímavé to je zejména proto, že během všech ostatních vyhodnocovaných let se průměrné teploty v průběhu března pohybovaly okolo 4 °C. Graf č. 15 doporučuji porovnat s grafem č. 10 na straně 42.



Graf 15: Průměrné teploty během zimování obojživelníků v průběhu sledovaných let (data převzata z ČHMÚ). Teploty z prosince jsou vždy z předchozího roku, aby navazovaly na zimní měsíce (leden, únor) v roku popsaném letopočtem na vodorovné ose.

5.2 Preferované vlastnosti prostředí

V této části diskuse jsou interpretovány výsledky statistických testů vyhodnocujících obsazování vodních ploch skokanem na základě jednotlivých faktorů.

Přítomnost vegetace vyšla průkazně ($p = 0,02$). To znamená, že rozvinuté litorální pásmo prokazatelně podmiňuje obsazení dané vodní plochy modelovým druhem. Přestože vliv litorální vegetace byl statisticky prokázán, nedosahoval ani zdaleka takových hodnot prokazatelnosti, jako jiné podmínky stanoviště. Je to pravděpodobně proto, že když pokryvnost litorálem překročí určitou hranici, jezírka přestávají být pro skokana atraktivní. V hustě zarostlých jezírcích se snůšky skokanů nevyskytují. Neplatí tedy, že čím více vegetace, tím vyšší obsazení. Právě přítomnost zcela zarostlých jezírek (jezírek bez snůšek) v souboru statisticky vyhodnocovaných ploch pravděpodobně snižuje prokazatelnost vlivu litorální vegetace. Bylo prokázáno, že skokani nejvíce preferují pokryvnost vodní plochy litorálem mezi 5 až 75 %. Tento výsledek koreluje se zjištěním uváděným ve studii Vojara et al. (2016).

Dalším faktorem, jehož vliv na obsazování vodních ploch se podařilo prokázat je rozloha. Prokazatelnost tohoto jevu byla poměrně vysoká ($p = 0,003$). Bylo zjištěno, že skokan preferuje vodní plochy do několika stovek m^2 . Velmi malé plochy pro něj nejsou vhodné, díky vysoké

pravděpodobnosti jejich vyschnutí před ukončením metamorfózy (KOLÁŠ 2018). U velkých vodních ploch se zase často vyskytuje vysoké množství ryb, které vajíčka a pulce predují.

Obdobnou statistickou míru prokazatelnosti ($p = 0,003$) jako byla vyhodnocena u rozlohy se podařilo vyhodnotit také u oslunění hladiny. Bylo jednoznačně prokázáno, že skokani se vyhýbají kladení snůšek do zcela, nebo z drtivé většiny zastíněných ploch, kde se voda prohřívá nedostatečně a vývoj snůšek je podstatně zpomalen. Zpomalený vývoj může pro budoucí pulce představovat značné riziko. Skokani prokazatelně obsazují jak vodní plochy osluněné zcela, tak i částečně.

Faktor s vysoce průkazným vlivem na obsazování vodních ploch ($p = 0,0007$) byla hloubka. Negativní vliv mělkých vod je zřejmý, dochází k periodickému vysychání a mortalitě pulců před metamorfózou. V hlubokých vodách se zase nevyvine litorální pásmo, tak důležité pro umístování snůšek skokana. V hloubkách mezi 0,5 a 1,5 m se litorální vegetace vytváří. Přesně tímto rozmezím definovaná hloubka jezírek je pro skokany ideální.

Faktorem s nejvyšší průkazností byl vyhodnocen sklon břehů ($p = 0,00001$). Ten je pro skokany opravdu zásadní. V případě strmých břehů se vytváří poměrně záhy od okraje hladiny velká hloubka, kde se litorální porosty nemají šanci vyvinout. Vzhledem k tomu, že skokan štíhlý potřebuje k naklazení snůšky stéblo, či větévku, kolem které je snůška obvinuta, může jezírko zcela bez litorálu představovat naprosto nevyhovující prostředí. Vyhovující sklon by měl mít poměr přibližně 1:10, případně lehce vyšší. Naopak velmi nízký sklon břehů podmiňuje zarůstání a následné zazemňování vodní plochy.

Prokazatelnost vlivu zarybnění vyšla téměř neprůkazně. S tímto faktorem lze bez provedení komplexnější analýzy počítat jen okrajově. Chybovost sběru dat tohoto faktoru může být v terénu podstatně vyšší než u ostatních podmínek stanoviště, neboť určení zarybnění vodní plochy na základě odhadu je často poměrně hypotetické. Vyhodnocení rozsahu vlivu predčního tlaku ryb na populace obojživelníků na výsypkách by tak mohl být v budoucnu zajímavý cíl výzkumu.

Vliv okolního prostředí na osidlování se nepodařilo prokázat ($p = > 0,05$). Skokanům tedy nezáleží, zda se k vodní ploše v době tahu pohybují skrze rozvolněné lesní porosty, rákosiny, křoviny, či trvalé travní porosty. Pravděpodobně je to dáno vysokou pohyblivostí modelového druhu. Dá se předpokládat, že pokud by se tento faktor vyhodnocoval pro jiný druh obojživelníka s nižší mobilitou (např. čolci), faktor by mohl být prokazatelný. Kromě toho, Hornojiřetínská výsypka je z velké části definována jako lesostepní biotop, což je přesně ten druh prostředí, který skokanu štíhlému vyhovuje.

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 (intenzivní zemědělství, výstavba liniových bariér, snižování kvality vod apod.). Na druhé straně člověk svou činností, například těžbou nerostných surovin, vytváří biotopy nové, které mají značný potenciál kompenzovat znehodnocování „normální“ krajiny a poskytnout tak (nejen) obojživelníkům hodnotné útočiště.
- Aby bylo možné environmentální potenciál těchto nových území využít a organismy, které tyto lokality osidlují chránit, je třeba poznat jejich biotopové preference, kterými jsou vázány na tuto specifickou krajinu. Za tímto záměrem probíhá na některých mosteckých výsypkách dlouhodobý monitoring početnosti skokana štíhlého a jeho ekologických nároků, ke kterému jsem přispěl v rámci řešení této práce v roce 2018.
- Z desetileté časové řady monitorování vodních ploch bylo vypočítáno, že každoročně je průměrně sledováno 83 % vodních ploch, což je na tak rozsáhlém území pozoruhodný výkon. Takováto úspěšnost opakovaného a systematického vyhodnocování parametrů vodních ploch a jejich obsazenosti skokanem je dostatečná k získávání vypovídajících dat.
- Podíly obsazených a neobsazených vodních ploch skokanem štíhlým (tj. vodních ploch, kde byly zaznamenány jeho snůšky a vodních ploch bez snůšek) se statisticky průkazně lišily jak mezi výsypkami za celé sledované období dohromady, tak mezi jednotlivými lety. Dokonce se průkazně lišily i počty obsazených a neobsazených vodních ploch v rámci jedné výsypky mezi jednotlivými lety. Podíl vodních ploch užívaných skokanem k reprodukci se tak měnil nejen v prostoru (mezi výsypkami), ale i v čase.
- Na základě podílů obsazenosti vodních ploch na jednotlivých výsypkách se dá usuzovat, že přítomnost ekologicky stabilních krajinných prvků sousedících s výsypkou podstatně urychluje osidlování výsypek obojživelníky oproti výsypkám, které takovéto prvky ve své blízkosti nemají.
- Při vyhodnocování početnosti skokana na zájmovém území v průběhu deseti let byla potvrzena významná populační dynamika modelového druhu, a to nezávisle na několika výsypkách současně. Bylo zjištěno, že masivní pokles v několika populacích současně byl pravděpodobně způsoben nějakým vnějším faktorem. V nejhojnějším roce (2011) bylo celkem nalezeno 4530 snůšek, v nejméně hojném roce (2013) pouhých 343 snůšek. Rozdíl mezi minimem a maximem byl tedy více než třináctinásobný.

- Na základě konfrontace počtu snůšek s průběhem počasí je možné předpokládat značný vliv nízkých zimních teplot (zejména v únoru) na mortalitu obojživelníků na studovaných územích.
- Výběr reprodukčních biotopů skokany je průkazně podmíněn šířkou litorálního pásma, rozlohou vodní plochy a také osluněním. Jako vysoce průkazné faktory byly vyhodnoceny hloubka a sklon břehů. Naopak výběr reprodukčních biotopů skokana štíhlého na základě okolního terestrického prostředí se na Hornojiřetínské výsypce statisticky neprokázal.
- Výsledky této práce a podobných výzkumů přispívají k pochopení ekologických vazeb a nároků jednotlivých druhů, nebo dokonce celých taxonomických skupin.
- Poznatky z této studie a podobných prací je možné využít při aplikaci přístupů ochrany ohrožených organismů, například tvorbou vhodných vodních biotopů během rekultivací.

7. Bibliografické citace

- ALFORD, Ross A. a Stephen J. RICHARDS. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* [online]. 1999, 1999, **30**(30), 33 [cit. 2018-11-27]. Dostupné z: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.133>
- AOPK ČR. *Nálezová databáze ochrany přírody: Rana dalmatina* [online]. [cit. 2019-01-13]. Dostupné z: https://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=11
- AmphibiaWeb: Salamandrella keyserlingii. *AmphibiaWeb* [online]. [cit. 2019-01-05]. Dostupné z: <https://amphibiaweb.org/>
- BARUŠ, Vlastimil a Ota OLIVA, ed. *Fauna ČSFR. Obojživelníci – Amphibia*. Praha: Academia, 1992. ISBN 80-200-0433-5.
- BEGON, Michael, John L. HARPER, Colin R. TOWNSEND, *EKOLOGIE: jedinci, populace a společenstva*. Přeloženo z druhého vydání anglického originálu. Olomouc: Univerzita Palackého, 1997. ISBN 80-7067-695-7.
- BROŽÍK, Jaromír. *Základy obecné ekologie I: Abiotické faktory životního prostředí*. Litvínov, 2008.
- BROŽÍK, Jaromír. *Základy obecné ekologie II: Biotické faktory životního prostředí*. Litvínov, 2012.
- CIVIŠ, Petr, Jiří VOJAR a Vojtěch BALÁŽ. Chytridiomikóza – hrozba pro naše obojživelníky? *Ochrana přírody*. 2010, **65**(4), 18-20.
- CÍLEK, Václav. *Krajiny vnitřní a vnější*. Praha: Dokořán, 2002. ISBN 80-86569-29-2.
- Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ): Historická data. Územní teploty [online]. [cit. 2019-02-18]. Dostupné z: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty>
- DENOËL, Mathieu a Anthony LEHMANN. Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation* [online]. 2006, **(130)**, 495-504 [cit. 2018-12-25]. Dostupné z: <https://www.researchgate.net>
- DIESENER, Günter a Josef REICHHOLF. *Obojživelníci a plazi*. Ilustroval Fritz WENDLER. Praha: Ikar, 1997. Průvodce přírodou (Ikar). ISBN 80-7202-098-6.
- DMITRIJEV, Jurij. *Obojživelníci a plazi: známí i neznámí pronásledovaní chránění*. České vydání uprav. a dopl. Lidové nakladatelství, 1988. ISBN 26-052-8813-34.
- DOLEŽALOVÁ, Jana. *Nabídka stanovišť a biotopové preference obojživelníků na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách po těžbě uhlí*. Nepublikováno, 2012. Doktorská disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze; Fakulta životního prostředí. Vedoucí práce prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.
- DOLEŽALOVÁ, Jana. *Obojživelníci výsypkových ploch Mostecká*. Nepublikováno, 2007. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí ČZU v Praze. Vedoucí práce Ing. Jiří Vojar.

- DOLEŽALOVÁ, Jana, Jiří VOJAR a Milič SOLSKÝ. Využití sukcesních ploch při rekultivaci území ovlivněných těžbou. *Ochrana přírody*. 2012, **67**(5), 10-13.
- GAISLER, Jiří a Jan ZIMA. *Zoologie obratlovců*. 3. vydání. Praha: Academia, 2018. ISBN 978-80-20027-02-3.
- GREEN, David M. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological conservation* [online]. 2003, **111**(3), 331–343 [cit. 2019-02-18]. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320702003026>
- HANSKI, Ilkka. *Metapopulation ecology*. New York: Oxford University Press, c1999. ISBN 9780198540656.
- HARABIŠ, Filip, Filip TICHÁNEK a Robert TROPEK. Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* [online]. 2013, **55**, 51-61 [cit. 2019-01-05]. Dostupné z: <https://www.deepdyve.com/lp/elsevier/dragonflies-of-freshwater-pools-in-lignite-spoil-heaps-restoration-mErsZm9c0L>
- HENDRYCHOVÁ, Markéta, Miroslav ŠÁLEK a Karel TAJOVSKÝ. Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* [online]. 2009, (**45**), 177-189 [cit. 2019-01-13]. Dostupné z: <https://www.researchgate.net>
- HENDRYCHOVÁ, Markéta. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1 [online]. 2008, 63–78 [cit. 2019-01-03]. Dostupné z: http://www.centrumprokrajinu.cz/files/JLS_Volume%201_pp%2063-78.pdf
- HODAČOVÁ, Darina a Karel PRACH. Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology* [online]. 2003, (11), 1-7 [cit. 2019-01-13]. Dostupné z: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1046/j.1526-100X.2003.00202.x>
- HOULAHAN, Jeff, Benedikt R. SCHMIDT, C. Scott FINDLAY, Sergius R. KUZMIN a Andrea H. MEYER. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* [online]. 2000, (6779), 752-755 [cit. 2018-12-09]. DOI: 10.1038/35008052. Dostupné z: <https://www.researchgate.net>
- CHLUPÁČ, Ivo, Rostislav BRZOBOHATÝ, Jiří KOVANDA a Zdeněk STRÁNÍK. *Geologická minulost České republiky*. Praha: Academia, 2002. ISBN 80-200-0914-0.
- CHOBOT, Karel a Michal NĚMEC, ed. PŘÍRODA: Červený seznam ohrožených druhů české republiky obratlovců [online]. Praha: AOPK ČR, 2017, 34(34) [cit. 2018-11-29]. ISSN 1211-3603. Dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/res/archive/372/058764.pdf?seek=1509546812>
- CHYTRÝ, Milan, Tomáš KUČERA, Martin KOČÍ, ed. *Katalog biotopů České republiky*. Druhé vydání. Praha: AOPK ČR, 2010. ISBN 978-80-87457-02-3.
- JONGEPIEROVÁ, Ivana, Pavel PEŠOUT, Jan Willem JONGEPIER a Karel PRACH, ed. *Ekologická obnova v České republice*. České Budějovice: AOPK ČR, 2012. ISBN 978-80-87457-31-3.

- JONGEPIEROVÁ, Ivana, Pavel PEŠOUT a Karel PRACH, ed. *Ekologická obnova v České republice II*. Praha: AOPK ČR, 2018. ISBN 978-80-88076-83-4.
- KONVIČKA, Martin, Vladimír HULA a Zdeněk FRIC. *Picromerus bidens* (Het-eroptera: Pentatomidae) as predator of the Checkerspot *Eu-phydryas aurinia* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Entomologica Fennica* [online]. 2005, (14) [cit. 2019-01-13]. ISSN 2489-4966 (Online). Dostupné z: <https://www.researchgate.net>
- KOLÁŠ, Martin. *Faktory prostředí ovlivňující stabilitu vodních ploch na výsypkách*. Nepublikováno, 2018. Bakalářská práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Vedoucí práce doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.
- KOVÁŘ, Roman, Marek BRABEC, Radovan VITA a Radomír BOČEK. Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* [online]. 2009, **30**(3) [cit. 2019-02-10]. Dostupné z: <https://www.researchgate.net>
- *R Core Team-The R Project for Statistical Computing: version 3.5.3* [online]. Austria: Vienna, 2019 [cit. 2019-02-27]. Dostupné z: <https://www.r-project.org/>
- ŘEHOUNEK, Jiří, Klára ŘEHOUNKOVÁ, Robert TROPEK a Karel PRACH, ed. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. 2. přepr. a dopl. vyd.* České Budějovice: Calla, 2015. ISBN 978-80-87267-13-4.
- ŘEHOUNEK, Jiří, Klára ŘEHOUNKOVÁ a Karel PRACH, ed. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. České Budějovice: Calla, c2010. ISBN 978-80-87267-09-7.
- MAČÁT, Zdeněk. *Rana dalmatina-skokan štíhlý: příroda České republiky. Natura Bohemica: příroda České republiky* [online]. 2008 [cit. 2019-02-18]. Dostupné z: <http://www.naturabohemica.cz/rana-dalmatina/>
- MARSH, David. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological conservation* [online]. 2001, **101**(3), 327–335 [cit. 2019-02-18]. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320701000763>
- MARSH, David a Peter C. TRENHAM. Metapopulation Dynamics and Amphibian Conservation. *Conservation Biology* [online]. 2001, **15**, 40–49 [cit. 2018-12-25]. Dostupné z: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2001.00129.x>
- MAŠTERA, Jaromír, Vít ZAVADIL a Jan DVOŘÁK. *Vajíčka a larvy obojživelníků České republiky*. 1. vydání. Praha: Academia, 2015. ISBN 978-80-200-2399-5.
- MIKÁTOVÁ, Blanka a Mojmír VLAŠÍN. *Ochrana obojživelníků: Metodika Českého svazu ochránců přírody č.* Brno: Ekocentrum Brno pro ZO ČSOP Veronica, 2002. ISBN 00-000000-0-0.
- MIKÁTOVÁ, Blanka. Mlok skvrnitý – *Salamandra salamandra*. In: MORAVEC, Jiří. (ed.): *Atlas rozšíření obojživelníků v České republice*. Praha: Národní muzeum, 1994, s. 10–16.
- NÖLLERT, A. a C. NÖLLERT. *Die Amphibien Europas. Bestimmung, Gefährdung, Schutz*. Stuttgart: Kosmos Naturführer, Frankch-Kosmos Verlags-GmbH, 1992.

- PECHMANN, Joseph H.K., David E. SCOTT, Raymond D. SEMLITSCH, Janalle P. CALDWELL, Laurie J. VITT a Whitfield J. GIBBONS. Declining Amphibian Populations: The Problem of Separating Human Impacts from Natural Fluctuations. *Science* [online]. 1991, **253**(5022), 892–895 [cit. 2019-02-18]. DOI: 10.1126/science.253.5022.892. Dostupné z: <http://science.sciencemag.org/content/253/5022/892>
- PETŘÍČEK, Václav, ed. *Péče o chráněná území I. Nelesní společenstva*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 1999.
- SMOLOVÁ, Daniela, Jana DOLEŽALOVÁ, Jiří VOJAR, Milič SOLSKÝ a Jindřich GUČÍK. Faunistický přehled a zhodnocení výskytu obojživelníků na severočeských výsypkách. *Sborník Severočeského Muzea*. 2010, **28**, 155-163. ISSN 978-80-87266-04-5.
- SOLSKÝ, Milič, Daniela BUDSKÁ, Jana DOLEŽALOVÁ, Michaela KAŠPÁRKOVÁ, Zuzana ŠČUDLOVÁ, Liz M., V. CÁCERES a Jiří VOJAR. *Magnitude and relationship of seasonal variation in amphibian population abundances and breeding site occupancy*. Nepublikováno. Czech University of Life Sciences, Prague, 2018.
- STUART, Simon N., Janice S. CHANSON, Neil A. COX, Bruce E. YOUNG, Ana S.L. RODRIGUES, Debra L. FISHMAN a Robert W. WALLER. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science* [online]. 2004, **306**(5702), 8 [cit. 2018-11-27]. DOI: 10.1126 / Science.1103538. Dostupné z: <http://people.nnu.edu/jocossel/Stuart%20et%20al%202004.pdf>
- TEMPLE, Helen J. a Neil A. COX. *European red list of amphibians*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, c2009. ISBN 9279113569.
- TROPEK, Robert a Jiří ŘEHOUNEK, ed. *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. České Budějovice: Entomologický ústav AV ČR, 2012. ISBN 978-80-86668-20-8.
- VOJAR, Jiří, Jana DOLEŽALOVÁ, Milič SOLSKÝ, Daniela SMOLOVÁ, Oldřich KOPECKÝ, Tomáš KADLEC a Michal KNAPP. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* [online]. 2016, (90), 278-284 [cit. 2019-02-28]. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857416300283>
- VOJAR, Jiří. *Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí*. Nepublikováno, 1999. Diplomová práce. Fakulta lesnická a environmentální ČZU v Praze. Vedoucí práce doc. RNDr. Vladimír Bejček CSc.
- VOJAR, Jiří. Succession of an Amphibian Community in Brown Coal Mining Deposits. *Živa* [online]. 2009, **147**(1), 41 [cit. 2019-02-10]. Dostupné z: <http://ziva.avcr.cz/2000-1/sukcese-obojzivelniku-na-vysypkach-po-povrchove-tezbe-hnedeho-uhli.html>
- VOJAR, Jiří. *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana*: Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. Praha: ZO ČSOP Hasina Louny., 2007. ISBN 978-80-254-0811-7.
- VOJAR, Jiří, Jana DOLEŽALOVÁ a Milič SOLSKÝ. Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody*. 2012, **67**(3), 8-11.

- VOŽENÍLEK, Petr. Obojživelníci a plazi Mostecka: Řada přírodovědná. In: *Sborník Okresního Muzea v Mostě*. Most 20–21: 55–65, 1999
- VOŽENÍLEK, Petr. Obojživelníci a plazi Chomutovska. In: *Sborník Okresního muzea v Mostě*. Most: Okresní muzeum v Mostě, 1997. ISSN 0231-7656.
- ZAVADIL, Vít, Jiří SÁDLO a Jiří VOJAR, ed. *Biotopy našich obojživelníků a jejich management: Metodika AOPK ČR*. Praha: Brand Brand, s.r.o. 2011. ISBN 978-80-87457-18-4.
- ZAVADIL, Vít. Vertikale Verbreitung der Amphibien in der Tschechoslowakei. *Salamandra* [online]. Rheinbach, 1993, (28), 202-222 [cit. 2019-01-07]. Dostupné z: <https://docplayer.org/35502561-Vertikale-verbretung-der-amphibien-in-der-tschechoslowakei.html>
- ZWACH, Ivan. *Obojživelníci a plazi České republiky*. Druhé vydání. Praha: Grada Publishing, 2013. ISBN 978-80-247-2509-3.

Příloha 2: Tabulka referuje o počtech a obsazenosti jezírek v jednotlivých letech

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	MIN	MAX	PRŮMĚR	SUMA
ALBRECHTICKÁ VÝŠYPKA	počet jezírek v databázi	41	41	51	37	54	55	62	62	39	54	37	62	496
	počet sledovaných jezírek	28	34	43	37	49	46	41	29	30	42	28	49	379
	počet sledovaných se sňůškami	11	9	14	8	13	14	12	10	10	10	8	14	111
	počet sledovaných bez sňůšek	17	25	29	29	36	32	29	19	20	32	17	36	268
HORNOLJŘETÍNSKÁ VÝŠYPKA	počet jezírek v databázi	326	327	329	324	297	359	388	338	327	354	297	388	3369
	počet sledovaných jezírek	247	271	251	250	281	264	335	300	292	313	247	335	2804
	počet sledovaných se sňůškami	121	121	133	60	54	83	120	115	130	140	54	140	1077
	počet sledovaných bez sňůšek	126	150	118	190	227	181	215	185	162	173	118	227	1727
KOPISTSKÁ VÝŠYPKA	počet jezírek v databázi	309	377	358	311	321	409	431	408	376	484	309	484	3784
	počet sledovaných jezírek	307	358	350	311	291	319	367	345	302	433	291	433	3383
	počet sledovaných se sňůškami	114	138	167	33	27	58	88	93	101	136	27	167	955
	počet sledovaných bez sňůšek	193	220	183	278	264	261	279	252	201	297	183	297	2428
RŮŽODOLSKÁ VÝŠYPKA	počet jezírek v databázi	101	101	37	96	93	104	106	99	78	89	37	106	904
	počet sledovaných jezírek	89	83	37	96	77	73	87	84	74	79	37	96	779
	počet sledovaných se sňůškami	8	17	11	10	2	12	26	19	14	27	2	27	146
	počet sledovaných bez sňůšek	81	66	26	86	75	61	61	65	60	52	26	86	633
PRŮMĚR počet jezírek v databázi	194	212	194	192	191	232	247	227	205	245				
PRŮMĚR počet sledovaných jezírek	168	187	170	174	175	176	208	190	175	217				
PRŮMĚR počet sledovaných se sňůškami	64	71	81	28	24	42	62	59	64	78				
PRŮMĚR počet sledovaných bez sňůšek	104	115	89	146	151	134	146	130	111	139				

Příloha 4: Programovací jazyk a výsledky z programu R

Zápis v R pro vygenerování grafu č. 9

```

datao<-read.delim(„clipboard“);attach(datao);names(datao);summary(datao)
rok<-factor(rok)
interaction.plot(rok,výsypka,freq)
mo1<-glm(freq~snusky*výsypka,family=poisson);anova(mo1,test=“Chi“)
anova(mo1,test=“Chi“);

```

Tabulka výsledků z programu R

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			79	5725.9	
snusky	1	1068.6	78	4657.4	< 2.2e-16 ***
vysypka	3	3976.2	75	681.1	< 2.2e-16 ***
snusky:vysypka	3	142.1	72	539.0	< 2.2e-16 ***

Zápis v R pro vygenerování grafu č. 10

```

datao<-read.delim(„clipboard“);attach(datao);names(datao);summary(datao)
rok<-factor(rok)
interaction.plot(rok,výsypka,freq)
mo1<-glm(freq~rok*vysypka,family=poisson); anova(mo1,test="Chi")
anova(mo1,test="Chi");

```

Tabulka výsledků z programu R

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			39	26048	
rok	9	8229.5	30	17818	< 2.2e-16 ***
vysypka	3	16044.1	27	1774	< 2.2e-16 ***
rok:vysypka	27	1774.0	0	0	< 2.2e-16 ***

Příloha 5: Programovací jazyk softwaru R a statistické vyhodnocení biotopových preferencí

Call:

```
glm.nb(formula = n ~ area + depth + veg + slope + sun + fish +
  surr, data = data, init.theta = 0.2827139474, link = log)
```

Deviance Residuals:

```
Min 1Q Median 3Q Max
-1.6603 -1.0972 -0.7373 0.0309 3.3580
```

Coefficients:

```
Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) 1.673e+00 5.470e-01 3.059 0.002220 **
area -4.807e-05 4.300e-05 -1.118 0.263655
depth 1.125e+00 3.631e-01 3.100 0.001938 **
vegpartly 8.258e-02 2.768e-01 0.298 0.765460
vegwithout -7.074e-01 4.824e-01 -1.466 0.142545
slopessharp -1.169e+00 3.153e-01 -3.709 0.000208 ***
sunpartly -3.207e-01 2.981e-01 -1.076 0.282066
sunwithout -1.097e+00 4.048e-01 -2.711 0.006718 **
fishno -8.643e-01 4.211e-01 -2.053 0.040102 *
fishyes -1.703e-02 4.875e-01 -0.035 0.972136
surrgrass 2.630e-01 6.910e-01 0.381 0.703459
surrreed -2.745e-03 4.010e-01 -0.007 0.994538
surrshrub -1.255e-02 2.815e-01 -0.045 0.964442
---
```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(0.2827) family taken to be 1)

Null deviance: 330.12 on 306 degrees of freedom

Residual deviance: 266.19 on 294 degrees of freedom

AIC: 1253.7

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta: 0.2827

Std. Err.: 0.0327

2 x log-likelihood: -1225.7150

Analysis of Deviance Table

Model: Negative Binomial(0.2827), link: log

Response: n

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			306	330.12	
area	1	8.8370	305	321.28	0.0029519 **
depth	1	11.3782	304	309.91	0.0007431 ***
veg	2	7.4302	302	302.48	0.0243527 *
slope	1	18.2015	301	284.27	1.987e-05 ***
sun	2	11.2082	299	273.07	0.0036828 **
fish	2	6.7114	297	266.36	0.0348849 *
surr	3	0.1669	294	266.19	0.9827471

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Příloha 6 (fotopříloha): Typy vodních ploch, které je možné na výsypkách nalézt



Fotografie 1: Jezírko v kategorii rozsahu do 20 m², s dobrou kvalitou vody, přes léto pravděpodobně nedochází k vysychání, díky dostatku vegetace vhodné pro čolky. Foceno 22.4. 2018 během monitoringu Růžodolské výsypky



Fotografie 2: Jezírko v kategorii rozsahu do 100 m², s převládající hloubkou do 30 cm, Jezírko je potenciálně ohroženo vysycháním během letních měsíců. Okolí je tvořeno zapojenými porosty. V takovémto biotopu bychom mohli nalézt pravděpodobně kuňku žlutobřichou. Foceno 18.4. 2019 na Kopitské výsypce



Fotografie 3: Vodní plocha v kategorii rozsahu do 500 m², vodní plocha s relativně rozvinutým litorálním pásmem, pravděpodobně bez zarybnění, torza bříz naznačují, že jezírko vzniklo samovolně, až mnoho let poté co sukcese postoupila do fáze lesostepi. Výskyt skokanů štíhlých je na této vodní ploše možný až pravděpodobný. Foceno 21.4. 2018 na Kopistské výsypce



Fotografie 4: Rozsáhlá vodní plocha, pravděpodobně vytvořena při technické rekultivaci. Litorální pásmo je rozvinuté, oslunění velmi dobré, nádrž je však s velkou pravděpodobností zarybněna. Tento faktor je pro obojživelníky, včetně skokana nepříznivý. Foceno 17.4. na Kopistské výsypce



Fotografie 5: Metodické hledání snůšek skokana štíhlého v litorálním pásmu pohledem terénního výzkumníka. Hornojřetínská výsypka