

STŘEDOŠKOLSKÁ ODBORNÁ ČINNOST

Obor č. 8: Ochrana a tvorba životního prostředí

Vliv obnovy tůní v areálu bývalého tankodromu na společenstvo vodních brouků

**Tereza Maxerová
Jihočeský kraj**

České Budějovice 2021

STŘEDOŠKOLSKÁ ODBORNÁ ČINNOST

Obor č. 8: Ochrana a tvorba životního prostředí

Vliv obnovy tůní v areálu bývalého tankodromu na společenstvo vodních brouků

*The effect of revitalization of small ponds at the abandoned
military area on water beetle community*

Autoři: Tereza Maxerová

Škola: Gymnázium, Jírovцова 8, České Budějovice, 371 61

Kraj: Jihočeský

Konzultant: RNDr. Ing. Vojtěch Kolář

České Budějovice, 2021

Management na sledovaných lokalitách byl proveden v rámci projektu města České Budějovice „Záchrana cenných biotopů v devastované části EVL Vrbenské rybníky“ (č. 2018000462). Výsledky monitoringu v rámci SOČ byly zpracovány do článku s názvem „Vliv revitalizace tůní v areálu bývalého tankodromu na společenstva vodních brouků (Maxerová & Kolář)“, který aktuálně prochází recenzním řízením Sborníku Jihočeského muzea v Českých Budějovicích.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou práci SOČ vypracoval/a samostatně a použil/a jsem pouze prameny a literaturu uvedené v seznamu bibliografických záznamů.

Prohlašuji, že tištěná verze a elektronická verze soutěžní práce SOČ jsou shodné.

Nemám závažný důvod proti zpřístupňování této práce v souladu se zákonem č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon) ve znění pozdějších předpisů.

V Českých Budějovicích dne 7. 4. 2021

Tereza Maxerová

Poděkování

Za zasvěcení do problematiky, pomoc se sběrem a zpracováním dat, konzultace při psaní práce a celkovou trpělivost děkuji RNDr. Ing. Vojtěchu Kolářovi. Chtěla bych poděkovat také Mgr. Jarmile Ichové za to, že projekt na obnovu lokalit na tankodromu zorganizovala a přivedla mě k této práci. Dále děkuji všem, kteří přispěli svými komentáři ke zlepšení práce, zejména Mgr. Michaelu Mikátovi, Ph.D. Adéle Dobiášové děkuji za příjemnou spolupráci při monitoringu, Kryštofovi Nucovi děkuji za poskytnutí některých dat o environmentálních proměnných. Studentům Gymnázia Jírovcova z kroužku Základy ekologie děkuji za to, že se vlastními silami podíleli na managementu na lokalitách. V neposlední řadě děkuji také své rodině za velkou podporu a obětavost.

Anotace

V této práci jsem sledovala vývoj společenstva vodních brouků v tůních na bývalém vojenském cvičišti v PR a EVL Vrbenské rybníky. Monitoring vodních brouků jsem provedla rok před provedením managementu na studovaných lokalitách a pokračovala jsem tři roky po něm. Ke sběru dat jsem použila dvě metody – odchyt do živochytných vrší a ruční odchyt do cedníku.

Cílem práce bylo zmapovat celkovou diverzitu vodních brouků na zmíněných lokalitách, zjistit dlouhodobý efekt provedení managementu na společenstvo vodních brouků a popsat, jakým způsobem sukcese ovlivňuje výskyt konkrétních druhů. Na základě těchto zjištění byl poté navrhnout další efektivní management na studovaném území.

Při monitoringu se mi na lokalitách podařilo zjistit velkou diverzitu vodních brouků. Provedený management měl pozitivní efekt na společenstvo vodních brouků, protože do tří let od provedení managementu došlo na obou sledovaných lokalitách k navýšení počtu druhů. Na strukturu společenstva měla významný vliv sukcese tůně a jejího okolí. Ačkoliv lokality hostily nejvíce druhů v posledním roce monitoringu, tj. v mírně pokročilém stádiu sukcese, nároky na stádium sukcese tůně a jejího okolí byly u jednotlivých druhů odlišné. V budoucnu doporučuji na lokalitě provést obnovu dalších zarůstajících tůní, ideálně v různých letech a s různým důrazem na disturbanci samotné tůně a jejího okolí. Tímto způsobem dojde k vytvoření mozaiky odlišných biotopů, které podpoří diverzitu vodních brouků a dalších vodních organismů.

Klíčová slova

Sukcese; Coleoptera; vojenská území; tůně; EVL Vrbenské rybníky

Annotation

During this four-year study, I was dealing with the development of water beetle communities in the small ponds at the abandoned military area at the natural reservation and the site of community importance Vrbenské rybníky fishponds. I started with the sampling one year before the revitalization actions at the localities and I continued during three following years.

The aim of this study was to examine the diversity of water beetles at the two studied sites, to assess the long-term effect of the revitalization on the water beetle communities and to describe how the ecological succession affects the presence of specific species. The results could then serve to recommend additional locality management.

During my study, I found the high species diversity at both studied sites. The revitalization had a positive impact on the water beetle communities – within the three years there was an increase in species richness at both sites. The most important environmental drivers of water beetle communities were the succession of the ponds and the succession of their surroundings. The sites had the highest species richness in the last year of study (i.e. at the moderate successional stage of the ponds). However, the individual species differed in their preferences toward the succession of the ponds and their surroundings. I propose the revitalization of the other ponds in the late-successional stage in the surroundings of studied sites, preferably in the different years and with different emphasis on the disturbance of the ponds themselves and their surroundings. These management actions should create a mosaic of the different habitats which will support the maximum species diversity of aquatic organisms including water beetles.

Keywords

Succession; Coleoptera; military areas; small ponds; SCI Vrbenské rybníky fishponds

OBSAH

1	Úvod	11
2	Teoretická část	12
2.1	Vodní brouci České republiky	12
2.1.1	Bionomie.....	13
2.1.2	Morfologie a adaptace na vodní prostředí	14
2.1.3	Ekologie	15
2.1.4	Environmentální proměnné ovlivňující vodní brouky.....	16
2.1.5	Ohrožení a ochrana	18
2.2	Úloha vojenských prostor v ochraně biodiverzity	19
2.3	Studovaná lokalita.....	21
2.3.1	Přírodní rezervace a evropsky významná lokalita Vrbenské rybníky	21
2.3.2	Území bývalého tankodromu.....	23
2.3.3	Lokalita Řezanová tůň	23
2.3.4	Lokalita Jíloviště.....	24
3	Cíle práce	25
4	Materiál a metodika.....	26
4.1	Odchyt do vrše	26
4.2	Odchyt do cedníku	27
4.3	Zpracování dat.....	28
5	Výsledky.....	30
5.1	Porovnání zvolených metod	30
5.2	Faunistické údaje.....	32
5.3	Nejpočetnější druhy a poměr pohlaví	33
5.4	Vývoj počtu druhů a abundance.....	34
5.5	Vývoj druhového složení v průběhu let	38
5.6	Závislost výskytu druhů na environmentálních proměnných	39
6	Diskuze.....	41
6.1	Porovnání zvolených metod	41
6.2	Faunistické údaje.....	41
6.3	Nejpočetnější druhy a poměr pohlaví	44
6.4	Vývoj počtu druhů a abundance.....	44
6.5	Vývoj druhového složení v průběhu let	45

6.6	Závislost výskytu druhů na environmentálních proměnných	45
7	Závěr	47
8	Použitá literatura	49
9	Seznam zkratek	58
10	Seznam tabulek a grafů	59
11	Přílohy	60

1 ÚVOD

V přírodních ekosystémech dochází v průběhu času k postupným změnám druhového složení. V průběhu ekologické sukcese, jak je tento vývoj nazýván, dochází postupně ke kolonizaci stanoviště novými druhy (tzv. raná fáze sukcese). Tyto druhy potom svou činností ekosystém ovlivňují a vytvářejí v něm podmínky, které umožňují následnou kolonizaci dalšími druhy. Komplexita stanoviště se zvyšuje až do stádia nazývaného klimax, které je charakterizované relativně stabilním druhovým složením a vysokou mírou kompetice mezi jednotlivými druhy.

Mnoho druhů organismů je vázáno na stanoviště v rané fázi sukcese. Tato stanoviště vznikají v krajině následkem disturbance – dramatické změny podmínek prostředí, která způsobí zánik nebo výraznou změnu původního ekosystému. Přírodní disturbance zahrnuje například požáry, záplavy nebo činnost velkých býložravců. Mnoho z těchto typů disturbance je však v dnešní době redukováno činností člověka a stanoviště v rané fázi sukcese, na která jsou některé organismy specializované, se tak z naší krajiny rychle vytrácejí.

Roli přírodní disturbance však může částečně převzít antropogenní disturbance. Příkladem takové antropogenní disturbance je činnost armády ve vojenských prostorech, kde pohyb vojenských vozidel, střelba a s ní spojené požáry a další vojenské aktivity obnovují stanoviště v rané fázi sukcese. Díky odlišné intenzitě disturbance v různých částech vojenských území zde pak dochází ke vzniku mozaiky nejrůznějších biotopů, na které je vázáno velké množství druhů, které již nenalézají vhodný biotop v okolní krajině.

Velká část bývalých vojenských území v České republice však byla v posledních 30 letech armádou opuštěna a nyní opět podléhají sukcesí. Postupně tak dochází ke ztrátě cenných biotopů, které byly v těchto územích obnovované činností armády, jako například krátkostébelných trávníků, travnatých plání s roztroušenými dřevinami nebo mělkých periodických či trvalých tůň. Na některých lokalitách se tak začíná aplikovat management, který má za cíl zmíněné biotopy obnovit nebo alespoň zastavit jejich další degradaci sukcesí. Pro zvýšení efektivity podobných snah v budoucnu je zásadní provést monitoring vlivu provedeného managementu na cílové skupiny organismů.

Vodní brouci jsou díky úzké vazbě na vodní prostředí a velkému počtu druhů s různými ekologickými nároky vhodnou skupinou pro vyhodnocení úspěšnosti revitalizací vodních biotopů. Monitoring vodních brouků jsem použila pro zhodnocení managementu na obnovu dvou lokalit s mělkými tůňmi, které se nacházejí na zarůstajícím území bývalého tankodromu v PR a EVL Vrbenské rybníky u Českých Budějovic. Data ze čtyřletého monitoringu za použití dvou metod odchyty jsem poté využila k navrhnutí dalšího managementu na lokalitě, který by měl v budoucnu podpořit druhy ohrožené postupující sukcesí.

2 TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Vodní brouci České republiky

Vodní brouci jsou důležitou a početnou ekologickou skupinou naší fauny. Obývají nejrůznější biotopy, jako jsou prameniště, horské potoky, mělké periodické tůně, menší vodní nádrže i intenzivně obhospodařované rybníky a dolní toky řek. Najdeme mezi nimi jak generalisty s širokou ekologickou valencí, tak specialisty s úzce vyhraněnými nároky na prostředí, např. rašeliništní druhy (tzv. tyrfobionti) nebo druhy obývající slániska (tzv. halobionti) (Boukal et al., 2007). Hrají důležitou roli v ekosystémech – dravé druhy regulují množství ostatních vodních bezobratlých nebo dokonce obratlovců (např. pulců nebo malých ryb), zatímco saprofágní druhy rozkládají zbytky detritu a pomáhají tak s koloběhem živin (Boukal et al., 2007). Díky úzké vazbě na vodní prostředí slouží vodní brouci jako dobří bioindikátoři hodnoty stanoviště z hlediska biodiverzity vodních bezobratlých (Fairchild et al., 2000; Kolář & Boukal, 2015; Sánchez-Fernández, et al. 2005). Vzhledem k poměrně velkému počtu druhů a rozdílům v jejich ekologických nárocích mohou sloužit také jako bioindikátory konkrétních vlastností prostředí (Boukal et al., 2007; Burghlea et al., 2011; Kolář & Boukal, 2015).

Celosvětově bylo popsáno přes 12 600 vodních brouků¹ ze všech kontinentů s výjimkou Antarktidy (Jäch & Balke, 2008). Převážná většina řádu brouci (Coleoptera) je terestrická, vodní prostředí bylo různými skupinami brouků osídleno mnohokrát nezávisle na sobě (Crowson, 1981). Není proto překvapivé, že čeledi vodních brouků tvoří monofyletickou skupinu. Vzhledem k vazbě na podobné prostředí však sdílejí mnohé adaptace (viz dále).

Na území České republiky bylo dosud zjištěno 18 čeledí vodních brouků s celkem 405 druhy (Tab. 1). Druhově je u nás nejpočetnější čeleď potápníkovití (Dytiscidae), velmi početné jsou také čeledi vodomilovití (Hydrophilidae) a vodonovití (Hydraenidae). Naopak čeledi Hygrobiidae, Psephenidae, Spercheidae a Sphaeriidae jsou u nás zastoupeny pouze jedním druhem (Boukal et al., 2007; Hejda et al., 2017). České názvy zejména menších čeledí se v odborné literatuře obvykle nepoužívají, proto i v mé práci budu používat latinské názvy. Z našich 405 druhů je celkem 179 zařazeno do Červeného seznamu ohrožených druhů ČR (Hejda et al., 2017; Kolář et al., 2018b).

¹ jako vodní brouci („aquatic beetles“) jsou zde zahrnuti „true water beetles“, „false water beetles“ a „phytophilous water beetles“ sensu Jäch & Ji (1998)

Tabulka 1: Latinské a české názvy čeledí vodních brouků ČR s celkovými počty druhů v ČR (Kolář et al., 2018b) a počty ohrožených druhů (Hejda et al., 2017).

Latinský název	Český název	N druhů v ČR	N ohrožených druhů
Dytiscidae	potápníkovití	132	47
Hydrophilidae	vodomilovití	79	28
Hydraenidae	vodanovití	53	29
Helophoridae	proužníkovití	28	14
Scirtidae	mokřadníkovití	22	5
Elmidae	vodnářovití	19	9
Haliplidae	plavčíkovití	18	8
Dryopidae	nohatcovití	12	9
Gyrinidae	vírníkovití	11	8
Heteroceridae	hrabníkovití, nerovnočlencovití	12	9
Hydrochidae	splašníkovití	6	4
Limnichidae	pobřežníčkovití	4	4
Georissidae	zeměkopovití	3	3
Noteridae	čluníkovití	2	0
Hygrobiiidae	plovatcovití	1	1
Psephenidae	vejčítcovití	1	1
Spercheidae	kolibáčovití	1	0
Sphaeriusidae	kulovníčkovití	1	0

2.1.1 Bionomie

Bionomie jednotlivých čeledí a konkrétních druhů vodních brouků je velmi rozmanitá (Boukal et al., 2007). Rozdíly najdeme už v tom, jak velkou část životního cyklu různí brouci ve vodě tráví. Většina z našich čeledí je striktně vodní a ve vodě žije larva i dospělec. Čeledi Hydrophilidae a Helophoridae jsou u nás z většiny vodní, ale zahrnují i několik málo semiakvatických druhů (tj. druhů obývajících rozhraní vody a souše). Některé druhy Hydrophilidae dokonce žijí zcela mimo vodní prostředí, např. v trusu býložravců. Čeledi Dryopidae, Georissidae, Heteroceridae, Limnichidae a Sphaeriusidae jsou celé semiakvatické a žijí většinou na vlhkých březích. Čeledi Scirtidae a Psephenidae mají vodní pouze larvy, zatímco dospělci jsou terestričtí (Boukal et al., 2007). I v některých dalších čeledích brouků v České republice, například v čeledi mandelinkovití (Chrysomelidae), nalezneme druhy trávící část života ve vodě, v rámci čeledi se však vždy jedná pouze o menšinu druhů (Jäch & Balke, 2008).

Vodní brouci se liší také v potravních nárocích. Larvy i dospělci z podřádu Polyphaga² jsou býložraví nebo saprofágní s výjimkou larev skupiny Hydrophiloidea³, které jsou dravé. Čeď dospělci čeledi Psephenidae pravděpodobně potravu nepřijímají. U vodních brouků z podřádu

² podřád Polyphaga zahrnuje skupinu Hydrophiloidea a čeledi Elmidae, Heteroceridae, Psephenidae, Limnichidae, Dryopidae, Hydraenidae a Scirtidae

³ skupina Hydrophiloidea zahrnuje čeledi Hydrophilidae, Spercheidae, Hydrochidae, Helophoridae, Georissidae

Adephaga⁴ jsou imaga i larvy dravé. Výjimku představuje čeleď Haliplidae, která se částečně živí řasami. Stejně tak Sphaeriusidae, jediná naše čeleď vodních brouků z podřádu Myxophaga, je býložravá a živí se řasami. U některých skupin vodních brouků také přesné potravní nároky dosud neznáme (Boukal et al., 2007; Boukal, 2017).

U našich druhů vodních brouků je známý univoltinní životní cyklus (reprodukce jednou do roka), popř. semivoltinní (reprodukce méně často než jednou do roka) např. u některých druhů čeledi Dytiscidae. Larvy posledního instaru se kuklí mimo vodu v zemi (např. Hydrophilidae, Dytiscidae, Hydraenidae) nebo na vegetaci (např. Gyrinidae) (Boukal et al., 2007).

2.1.2 Morfologie a adaptace na vodní prostředí

Naši vodní brouci mají velikost od 0,7 mm (*Sphaerius acaroides*) (Boukal et al., 2007) do 51,5 mm (*Hydrophilus piceus*) (Karazouas et al., 2014). Semiakvatické čeledi obecně postrádají výraznější adaptace na vodní prostředí a jejich celkový vzhled se příliš neliší od suchozemských čeledí. Čeleď Heteroceridae obývá například vlhké písčité a bahnitě břehy a ne přímo vodní prostředí, tudíž je více adaptovaná na hrabání v substrátu než na pohyb ve vodním sloupci. Stejně tak další semiakvatické čeledi Dryopidae, Georissidae, Limnichidae a Sphaeriusidae postrádají nápadnější adaptace na život ve vodě (Boukal et al., 2007).

Jiné čeledi jsou naopak výrazně přizpůsobené k pohybu ve vodním prostředí. Dospělci Dytiscidae mají oválné, dorzoventrálně zploštělé tělo, takže při aktivním pohybu kladou vodě jen malý odpor. Třetí pár končetin je zvětšený, zploštělý a často obrvený a při pohybu funguje jako vesla (Hájek 2009). Čeleď Gyrinidae má kromě hydrodynamického tvaru těla také adaptace, které ji zvýhodňují při pohybu na vodní hladině. První pár končetin je prodloužen a slouží k chytání kořisti, druhý a třetí pár jsou zkrácené a mají veslovitý tvar. Složené oči jsou rozdělené na dvě různé části, horní část slouží k pozorování objektů nad hladinou, spodní objektů pod hladinou (Boukal et al., 2007). Čeleď Hydrophilidae nemá tak výrazně hydrodynamický tvar těla jako Dytiscidae nebo Gyrinidae, některé druhy ale mají výrazně obrvené končetiny (Boukal et al., 2007).

Zajímavá jsou různá přizpůsobení k dýchání pod vodou. Většinu malých larev vodních brouků stačí k výměně plynů difúze skrz povrch těla. Larvy čeledi Hydrophilidae a větší larvy čeledi Dytiscidae používají k dýchání kromě difúze také spirakula na konci zadečku, která vystrkují k hladině a mohou díky nim dýchat vzdušný kyslík (Thorp & Covich, 1991). Larvy čeledi Scirtidae si na zadečku nosí bublinku vzduchu, která funguje jako tzv. fyzikální žábry, kdy mezi plynem v bublince a okolní vodou probíhá difúze plynů. Larvy Hygrobiidae a Gyrinidae k příjmu rozpuštěného kyslíku z vody používají tracheální žábry, larvy Noteridae zase využívají k dýchání aerenchym vodních rostlin (Boukal et al., 2007). Různé způsoby dýchání pod vodou nalezneme i u dospělců. Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae a Hygrobiidae si uchovávají vzduch v dutině mezi koncem krovek a horní stranou zadečku, kde se nachází spirakula (Balfour-Brown, 1940). Brouci se musí čas od času vynořit k hladině, aby zásobu

⁴ skupina Adephaga zahrnuje čeledi Dytiscidae, Hygrobiidae, Noteridae, Gyrinidae, Haliplidae

vzduchu doplnili. Některé druhy Dytiscidae mají navíc dýchací póry v kutikule, které jim umožňují přijímat kyslík rovnou z vody (Madsen, 2012). Haliplidae si vzduch nosí kromě dutiny pod krovkami také pod „krytkami“ na zadních kyčlích (Boukal et al., 2007). Druhým rozšířeným způsobem dýchání pod vodou je dýchání pomocí „plastronu“, které se vyskytuje u čeledí Hydrophilidae, Hydraenidae a Elmidae (Boukal et al., 2007). Na spodní straně mají brouci vrstvu jemných chloupků, na kterých se drží vrstva vzduchu, skrze kterou si brouci vyměňují plyny s okolní vodou. I přesto však musí čas od času vyplavat k hladině, aby zásobu vzduchu obnovili. Čeď Hydrophilidae využívá k doplňování vzduchu z hladiny svá typická paličkovitá tykadla (Boukal et al., 2007).

Velmi výraznou adaptací jsou přísavné disky na chodidlech prvního a někdy i druhého páru končetin u samců některých potápníků (Dytiscidae) (Aiken & Khan, 2011). Přísavné disky vznikly rozšířením článku chodidla a nalezneme na nich menší modifikované adhezivní sítě. Tyto struktury využívají samci během kopulace, kdy se jimi přichycují na krovky samice a zabraňují jí tak v útěku a vyhnutí se kopulaci. Evoluční odpovědí na vznik této adaptace u samic, pro které je výhodné pářit se pouze s vybranými kvalitními samci, byl pravděpodobně vznik hrbolků nebo rýh na krovkách, což samcům znesnadňuje přichycení na krovky samice pomocí přísavných disků (Bilton et al., 2016; Karlsson Green et al., 2013). Tento fenomén, kdy odlišné pářící strategie dvou pohlaví vedou k vývinu antagonistických adaptací, se nazývá „konflikt pohlaví“ nebo také „sexuální konflikt“ a byl popsán i u jiných skupin vodního hmyzu, například u bruslařek *Gerris lacilicornis* (Han & Jablonski, 2009).

Mezi další adaptace patří například chemoreceptory přizpůsobené k vnímání látek rozpuštěných ve vodě, nebo u skupiny Hydradephaga vylučování ochranného antimikrobiálního sekretu z pygidiálních žláz a ochranné páchnoucí tekutiny z prothorakálních žláz v případě ohrožení (Dettner, 1985).

Mnozí vodní brouci mají vyvinutý druhý pár křídel a jsou dobrými letci (Boukal et al., 2007). Schopnost letu je užitečná v několika ohledech. Některé vodní habitaty, např. periodické tůně, mohou během sezóny vysychat, ale díky schopnosti letu mohou brouci přelétat na lokality s dostatkem vody. U vodních brouků je také znám jarní disperzní let před rozmnožováním („pre-breeding dispersal“) nebo letní disperze nových dospělců, během kterých mohou jedinci kolonizovat nové lokality (Klečka, 2008). Mnoho druhů vodních brouků také aktivně přilétá na světlo (Boukal et al., 2007, Klečka, 2008).

2.1.3 Ekologie

Vodní brouci obývají všechny typy stojatých i tekoucích vod na našem území, od pramenišť (např. několik druhů rodu *Hydroporus*, *Hydraena morio*, *Elmis latreillei*) a rychle proudících potoků (např. čeď *Elmidae*, rody *Oreodytes*, *Elodes*, *Odeles*, většina druhů rodu *Hydraena*) po dolní toky řek (např. několik druhů čeledí Gyrinidae a Dytiscidae), od periodických tůní (např. *Halipus maculatus*, *Agabus fuscipennis*), slanisek (např. *Hygrotus enneagrammus*, některé druhy rodu *Heterocerus*) a mělkých písčitých či šterkových tůní (např. některé druhy rodů *Bidessus* a *Laccobius*) po trvalé vodní nádrže (většina čeledí) a dokonce rašeliniště (např. některé druhy rodů *Hydroporus* a *Ilybius*, *Bidessus grossepunctatus*). Larvy *Prionocyphon*

serricornis a *Sacodes flavicollis* z čeledi Scirtidae obývají dokonce dendrotelmy, vodní nádržky vzniklé na kmenech stromů nebo ve starých pařezech. Mnoho druhů také nemá vyhraněné nároky na biotop (Boukal et al., 2007).

Podle ekologické valence lze druhy vodních brouků rozdělit do tří kategorií. Eurytopní druhy (E) mají širokou ekologickou valenci a mají nízké nároky na konkrétní stanoviště, adaptabilní druhy (A) jsou biotopově vyhraněnější a reliktní druhy (R) jsou většinou vzácné druhy obývající konkrétní typ přirozeného stanoviště. Klasifikaci našich druhů do těchto kategorií provedl Boukal et al. (2007).

2.1.4 Environmentální proměnné ovlivňující vodní brouky

Mnoho abiotických a biotických faktorů ovlivňuje diverzitu vodních brouků v daném prostředí a složení společenstva vodních bezobratlých obecně. Mezi nejdůležitější faktory patří např. teplota, pH, množství určitých rozpuštěných látek, množství vegetace, přítomnost ryb nebo stáří nádrže. Tyto faktory jsou často velmi provázané a určit vliv jednotlivých environmentálních proměnných na společenstvo je mnohdy obtížné. Většina studií zaměřených na zkoumání vlivu environmentálních faktorů se také týká vodních bezobratlých obecně a pouze malá část se specializuje přímo na vodní brouky.

Teplota vody může být ovlivněna například hydrologickými a klimatickými podmínkami, nadmořskou výškou, hloubkou vody a vegetačním pokryvem (Dallas, 2009). Zvýšení teploty může mít přímý fyziologický efekt na vodní bezobratlé, nebo může vést k rychlejšímu růstu vodních rostlin a řas, což může zvýšit celkovou komplexitu habitatu (například poskytováním úkrytu před predací). Scrine et al. (2017) zjistili, že složení společenstva vodních bezobratlých se lišilo v úsecích potoků s různou teplotou nezávisle na množství přítomné vegetace (z experimentálních ploch totiž rostliny odstranili a nahradili je rostlinami umělými). Teplejší úseky pramenů měly větší celkovou abundanci a celkovou hmotnost vodních bezobratlých. Teplota vody také ovlivňuje množství v ní rozpuštěného kyslíku (Dallas, 2009). Vyšší teplota vede k pomalejšímu rozpouštění kyslíku, který pak není dostupný pro ty vodní bezobratlé, kteří dýchají kyslík rozpuštěný ve vodě. U různých skupin bezobratlých byla pozorována různá citlivost k nedostatku kyslíku ve vodě, tzv. hypoxii (Kolar & Rahel, 1993).

Na strukturu společenstva může mít vliv také pH. Různé druhy mají afinitu k prostředím s různě vysokým pH (Baker & Christensen, 1991, Senthil Kumar et al., 2018). Kromě přímého vlivu pH na vodní bezobratlé ale může jejich druhová bohatost a početnost souviset např. také se současnou nižší abundancí ryb v kyselém prostředí (Bendel & McNicol, 1987, Baker & Christensen, 1991, Arnott & Jackson, 2006).

Obsah rozpuštěných látek ve vodě může rovněž ovlivnit vodní bezobratlé. Obsah látek může být měřen např. obecně jako tzv. konduktivita [$S \cdot m^{-1}$], což je schopnost vody vést elektrický proud v závislosti na obsahu rozpuštěných iontů, nebo jako hmotnostní obsah konkrétních sloučenin [$mg \cdot m^{-3}$]. Míra konduktivity může být např. pozitivně ovlivněna intenzitou pastvy dobytka v okolí vody (Epele & Miserendino, 2015). Lokality s intenzivnější pastvou hostí méně skupin vodních bezobratlých, což by ale mohlo být kromě konduktivity způsobené také tím, že

je zde současně menší diverzita makrofyt, která je považována za jeden z nejdůležitějších biotických faktorů ovlivňujících vodní bezobratlé (viz dále).

Dle Michaletz et al. (2005) produktivita (měřeno jako kombinace koncentrace dusíku, fosforu, chlorofylu a průhlednosti vody) výrazně neovlivňuje celkovou abundanci vodních bezobratlých, ovlivňuje ale zastoupení konkrétních skupin. S rostoucí produktivitou klesá abundance jepic (Ephemeroptera) a vážek (Odonata), ale abundance dvoukřídlých (Diptera) vzrůstá. Vysoký obsah dusíku má sám o sobě negativní vliv na diverzitu bezobratlých (Ouyang et al., 2018). I zde se ale najdou skupiny, např. larvy pakomárovitých (Chironomidae), které jsou k dusíkatým sloučeninám tolerantní (Ashton et al., 2014). I v případě množství fosforu reagují různé skupiny bezobratlých odlišně. Dle King & Richardson (2007) měla pro zvolený gradient množství obsahu fosforu většina sledovaných skupin bezobratlých největší biomasu při středním množství. Biomasa brouků (Coleoptera) a ploštic (Hemiptera) se zvyšujícím se obsahem fosforu vzrůstala, zatímco biomasa chrostíků (Trichoptera) klesala.

Různé druhy vodních brouků preferují různé stupně salinity (Senthil Kumar et al., 2018), obecně však brouci tolerují větší rozmezí salinity, než ve kterém se běžně v přírodě vyskytují a jejich přirozený výskyt může být ovlivněn snahou uniknout před predací a kompeticí do extrémnějšiho prostředí s vyšší salinitou (Herbst, 2001). V ČR se ale vyskytuje pouze malý počet slanisek a pro naše druhy brouků tak není tato environmentální proměnná tak významná. Různé druhy vodních brouků jsou také různě tolerantní k přítomnosti konkrétních kovových prvků a mohou díky tomu dobře sloužit jako bioindikátory (Burghlea et al., 2011).

Velmi významným biotickým faktorem, který ovlivňuje množství a diverzitu vodních brouků, je abundance vodní vegetace (Briggs et al., 2019; Nilsson et al., 1984), její diverzita (Law et al., 2019; Nilsson et al., 1984) nebo její konkrétní druhové složení (Ambrožič et al., 2018). Vodní rostliny mohou broukům sloužit jako zdroj potravy, úkryt před predátory nebo substrát pro kladení vajíček (Boukal et al. 2007). Vodní vegetace může také pozitivně ovlivňovat přítomnost zooplanktonu a větších bezobratlých, kteří slouží jako potrava dravým druhům (Ali et al., 2007; Cazzanelli et al., 2008). Charakter vegetace na dané lokalitě závisí na mnoha okolnostech, např. na množství světla, typu substrátu nebo vlastnostech vody (Bornette & Pujalon, 2011). V eutrofních nádržích s vysokým obsahem dusíku a fosforu obecně nalezneme menší diverzitu makrofyt, než v oligotrofních nádržích (Barker et al., 2008; Sørensen et al., 2019). Diverzita makrofyt také závisí na velikosti a stáří nádrže, resp. fázi sukcese. Větší nádrže obvykle hostí větší diverzitu makrofyt (Fernández-Aláez et al., 2020; Sørensen et al., 2019). Zatímco v prvních letech po vytvoření nádrže množství druhů rostlin stoupá, po určité době, kdy dosáhne maxima (cca 20 let dle Sørensen et al., 2019), začne opět klesat a začne převažovat pouze pár dominantních druhů (Sørensen et al., 2019). Pro zachování vysoké diverzity vegetačního pokryvu tak může být zásadní včasná obnova zarůstajícího vodního biotopu (Lorenz et al., 2012). Interval obnovování by ale neměly být příliš krátké, protože zároveň např. platí, že pravidelně vysychající vodní plochy hostí menší diverzitu makrofyt než trvalé (Fernández-Aláez et al., 2020). Přítomnost vodních makrofyt také může být negativně ovlivněna přítomností některých ryb (viz dále), ptáků či savců.

Přítomnost ryb velmi významně ovlivňuje výskyt vodních brouků (Fairchild et al., 2000). V ČR tvoří 88 % celkové produkce akvakultury kapr obecný (*Cyprinus carpio*) (FAO, 2021). Zatímco mladší kapři se živí převážně zooplanktonem, zejm. většími druhy perlooček (Cladocera), větší se specializují na bentické bezobratlé (zejm. larvy pakomárů, Chironomidae), které získávají intenzivním rozrýváním dna a mohou výrazně snižovat jejich abundanci a diverzitu (Weber & Brown, 2009). Rozrýváním dna kapři mobilizují na dně usazené živiny (sloučeniny s obsahem dusíku a fosforu) a ty se pak stávají dostupnější pro sinice (Cyanobacteria), které se následně intenzivně množí (Kloskowski, 2011b; Potužák et al., 2007; Weber & Brown, 2009). Víření sedimentů a růst sinic zvyšuje turbiditu (kalnost), která snižuje efektivitu fotosyntézy vodních, zejména submerzních makrofyt a tím redukuje jejich množství (Weber & Brown, 2009; Kloskowski, 2011a). Vodní makrofyta jsou také přímo redukována vyrýváním ze dna a okusováním mladých výhonků kapry (Weber & Brown, 2009). Přítom právě přítomnost vodních makrofyt se ukazuje jako významný faktor pozitivně ovlivňující abundanci a diverzitu vodních bezobratlých (viz předchozí odstavec). Míra negativního efektu přítomnosti kaprů v nádrži na vodní bezobratlé je tím větší, čím je obsádka hustější a ryby v nádrži starší (Kloskowski, 2011a; Kloskowski, 2011b; Vilizzi et al., 2014).

Stáří nádrže a s ním související stádium sukcese významně ovlivňuje společenstva vodních brouků (Fairchild, 2000; Lundkvist et al., 2001). Sukcese spočívá především v rozvoji vodní vegetace a zarůstání okolí tůň. Podobně jako u vodních makrofyt (Sø et al., 2019) se i u vodních brouků ukazuje, že v raných fázích sukcese druhová početnost nejdříve stoupá, ale po určité době začne opět klesat (Nilsson, 1984; Pakulnicka & Zawal, 2018). Nové druhy brouků mohou nově vzniklou nebo znovu zavodněnou nádrž kolonizovat velmi rychle – např. Fairchild et al. (2000) nenalezli rozdíly v počtu druhů mezi mladými (< 10 let) a staršími nádržemi a Bloechl et al. (2010) nenalezli rozdíly mezi vysychajícími a trvalými nádržemi. Fairchild et al. (2003) zjistili, že zatímco brzy z jara hostily trvalé nádrže více druhů brouků než vysychající, později na jaře tyto rozdíly zmizely, což by mohlo být způsobeno disperzí brouků z trvalých nádrží do vysychajících v průběhu jara. Co se týče sukcese okolí tůní a s ním související zastínění dřevinami, ke kterému obvykle dochází v pozdních fázích sukcese, míra zastínění má celkově na vodní bezobratlé negativní efekt (Gee et al., 1997; Lundkvist et al., 2001).

Společenstva vodních brouků (Fairchild et al., 2000; Fairchild et al., 2003; Nilsson, 1984) nebo velkých bezobratlých obecně (Collinson et al., 1995) v raných a pozdních fázích sukcese se velmi liší. Mnoho vzácných druhů brouků je například vázáno na nádrže v rané fázi sukcese (Boukal et al., 2007; Collinson et al., 1995), naopak jiné vzácné druhy preferují hustě zarostlé a zachovalé biotopy (Boukal et al., 2007).

2.1.5 Ohrožení a ochrana

Z našich 405 druhů vodních brouků (Kolář et al., 2018b) je jich celkem 179 zařazeno v Červeném seznamu ohrožených druhů ČR (Hejda et al., 2017). Celkem je tedy do různé míry ohroženo 44 % našich druhů (Tab. 1).

Hlavní příčinou ohrožení našich vodních brouků je úbytek vhodných stanovišť v souvislosti s lidskou činností. Mnoho semiakvatických druhů, např. z čeledí Dryopidae, Georissidae,

Heteroceridae, Limnichidae nebo Hydraenidae, je vázáno na vlhké hlinité, štěrkové nebo písčité břehy, které z naší krajiny mizí v důsledku ovlivňování profilu toků (např. narovnávaní řečiště, stavby přehrad a jezů nebo modifikací břehových partií nádrží). V přirozených podmínkách jsou nové osluněné náplavy neustále tvořeny při povodních, ale k těm v dnešní krajině dochází spíše zřídka (Hejda et al., 2017).

Vodní brouky, stejně jako další vodní organismy, ohrožují také otravy vodních toků z bodových zdrojů (Hejda et al., 2007). Druhy specializované na mrtvé dřevo ve vodních tocích, např. *Potamophilus acuminatus* a *Macronychus quadrituberculatus* z čeledi Elmidae, jsou ohrožené jeho odstraňováním při čištění řek (Hejda et al., 2017). Mokřadní druhy brouků a druhy podmáčených luk jsou ohroženy odvodňováním polí a luk díky melioracím (Foster & Bilton, 2014; Hejda et al., 2017). K ohrožení vodních brouků (a zdaleka nejen jich) přispívá i fragmentace krajiny, která jim znesnadňuje migraci mezi vhodnými biotopy (Tropek & Řehounek, 2011). Velmi významným zdrojem ohrožení pro naše brouky a celkově vodní bezobratlé je eutrofizace vod, ke které dochází zejména v důsledku splachů hnojiv z polí, z lidských sídel a intenzivnímu rybníčnímu hospodaření (Foster & Bilton, 2014; Kolář et al., 2018b).

Částečnou náhradou pro některé druhy mohou být stanoviště vytvořená v důsledku těžby některých surovin, například pískovny, kaolinky nebo vápencové lomy (Trávníček, 2016; Tropek & Řehounek, 2011). Tyto člověkem vytvořené biotopy ale bohužel bývají často postiženy neodbornými revitalizačními zásahy, kdy se např. tůně vzniklé po těžbě zavážejí a osazují dřevinami, případně se prohlubují s ohledem na ochranu obojživelníků, zatímco broukům vyhovují spíše mělké tůně a kaluže. Tyto biotopy také po přerušení těžby často rychle podléhají sukcesí (Tropek & Řehounek, 2011). Některé druhy po ztrátě přirozených mokřadů našly druhotné útočiště v oligotrofních rybnících. I těchto biotopů ale ubývá kvůli intenzifikaci zemědělství a chovu ryb (Kolář et al., 2018b).

2.2 Úloha vojenských prostor v ochraně biodiverzity

Vojenské prostory zabírají významnou část pevniny. Odhaduje se, že 5–6 % pevninského zemského povrchu slouží jako vojenské prostory. V České republice je k armádním účelům využíváno cca 129 600 ha (Zentelis & Lindenmayer, 2015), což odpovídá 1,64 % rozlohy ČR. Rozloha našich vojenských území je tak srovnatelná s celkovou rozlohou našich národních parků.

Vojenské prostory mají u nás podobu od malých vojenských cvičišť až po velké vojenské újezdy s rozlohou několika desítek tisíc hektarů. V minulosti zde existovalo asi 60 cvičišť pro trénování s těžkou technikou a několik set cvičišť pro trénink pěchoty, většina z nich však byla armádou opuštěna, zejména v průběhu 90. let 20. století (Čížek et al., 2013; Reif et al., 2011). Z velkých vojenských újezdů jsou v současnosti aktivní újezdy Boletice, Březina, Hradiště a Libavá (Armáda ČR, 2021).

Většina vojenských prostorů na našem území vznikala v průběhu nebo těsně po skončení 2. světové války. Tato území tak nebyla, na rozdíl od zbytku naší krajiny, postižena intenzifikací

zemědělství a expanzí infrastruktury, ke kterým začalo docházet později ve 20. století a 21. století, a mohla se zde zachovat neporušená stanoviště (Reif et al., 2011; Vrba et al., 2012).

Zásadní pozitivní vliv na biodiverzitu ve vojenských prostorech má pravidelná disturbance v podobě vojenských aktivit (Reif et al., 2011; Warren et al., 2007). Pohyb těžké techniky, střelba, požáry či trénink pěchoty přispívají k vytváření stanovišť téměř nebo úplně bez vegetace, která jsou často v okolní krajině vzácná. O disturbanceci obecně platí, že k nejvyšší biodiverzitě vede disturbance aplikovaná se střední intenzitou (Connel, 1978; Grime, 1973; Molino & Sabatier, 2001; Roxburgh, 2004). Při příliš nízké intenzitě disturbance dojde totiž časem ke kompetitivnímu vyloučení konkurenčně slabších druhů, při příliš vysoké intenzitě naopak budou přítomné pouze pionýrské, konkurenčně méně schopné druhy. Střední intenzita disturbance zamezí, aby v ekosystému kompletně převládly konkurenčně silné druhy, ale zároveň nezpůsobí ani jejich úplnou absenci. Velmi významnou vlastností disturbance ve vojenských prostorech, která zásadně přispívá ke zvýšení biodiverzity, je její heterogenita (Čížek et al., 2013; Gazenbeek, 2005; Warren et al., 2007; Warren & Büttner, 2008). Heterogenní disturbance se vyznačuje tím, že probíhá na různých místech různým způsobem, tj. s různou frekvencí, rozlohou, silou, v různých obdobích a různými prostředky (Warren et al., 2007). Zatímco na části území může být disturbance velmi intenzivní a vést třeba až k úplnému obnažení substrátu, jiné části mohou být ponechány téměř nebo úplně bez zásahu. Díky tomu vzniká na daném území mozaika biotopů v různých stádiích sukcese, které mohou být současně obývány specialisty s odlišnými nároky na míru disturbance. Na malém prostoru tak spolu koexistují druhy i s velmi odlišnými ekologickými preferencemi (Gazenbeek, 2005; Čížek et al., 2013; Warren et al., 2007; Warren & Büttner, 2008).

Díky výše zmíněným vlastnostem tvoří vojenské prostory významné ostrovy biodiverzity v krajině. Význam vojenských prostor pro ochranu přírody byl v minulosti mnohokrát prokázán u různých skupin organismů. Dle Reifa et al. (2011) se ve vojenských prostorech v ČR vyskytuje větší podíl chráněných ptáků a ptáků otevřené krajiny, než lze předpovědět na základě celkové velikosti jejich populace v ČR. Vojenské prostory s největším zastoupením chráněných druhů jsou dle této studie velké, nacházejí se v malé nadmořské výšce, mají malou plochu lesa a velkou plochu otevřené krajiny s keři. Čížek et al. (2013) porovnávali druhovou bohatost rostlin a motýlů mezi vojenskými cvičišti a maloplošnými chráněnými územími. Druhová bohatost rostlin byla pro oba typy stanovišť podobná, druhová bohatost motýlů byla dokonce signifikantně vyšší na cvičištech než v chráněných územích. Chráněná území celkově hostila více ohrožených druhů rostlin a motýlů než vojenská cvičiště. Zatímco ohrožené druhy v chráněných územích byly spíše specialisté na v ČR vzácné biotopy (např. vysoké hory, mokřady, rašeliniště), ohrožené druhy ve vojenských prostorech byly často specialisté na obnaženou zem, traviny s keři a lesní okraje. Z ČR je pozitivní vliv disturbance v bývalých vojenských územích doložen i u lupenonohých korýšů (Merta et al., 2016), obojživelníků (Fischer, 2018) a plazů (Voska, 2017). Stejně tak je kromě ČR význam vojenských prostor pro ochranu biodiverzity doložen i z Německa (Warren & Büttner, 2008; přehled za celé Německo v Ellwanger & Reiter, 2019), z ostatních evropských zemí (Gazenbeek, 2005) nebo z USA (Aycrigg et al., 2015). O vysoké ochrannářské hodnotě vojenských prostor vypovídá i fakt, že

45 % všech armádou využívaných území v Dánsku, 50 % v Nizozemsku a 70 % v Belgii bylo zahrnuto do programu Natura 2000 (Gazenbeek, 2005).

Mnoho vojenských prostor bylo recentně armádou opuštěno. Velká vlna opuštění se odehrála například v 80. a 90. letech v bývalých zemích Východního bloku, mezi něž patří i ČR (IUCN, 1996). Mnoho z těchto bývalých vojenských prostor bylo zařazeno do programů na ochranu přírody (Gazenbeek, 2005; IUCN, 1996), v ČR ale byla většina z nich postupně převedena do soukromého vlastnictví. Některá ze soukromých bývalých vojenských území byla přeměněna na zemědělské nebo lesnické plochy, většina z nich byla ponechána po odchodu armády bez využití (Reif et al., 2011). Hodnotná stanoviště, jako jsou obnažená země téměř bez vegetace, otevřená travnatá krajina s keři nebo malé periodické či trvalé tůně, až na výjimky bez potřebného managementu, začínají podléhat sukcesi a z hlediska ochrany biodiverzity dochází k jejich degradaci (Vrba et al., 2012; Warren & Büttner, 2008). Pro zachování biodiverzity na těchto lokalitách je třeba aplikovat vhodný management, který nahradí vojenské aktivity v boji se sukcesí (Gazenbeek, 2005; Jentsch et al., 2009; Warren & Büttner, 2008).

2.3 Studovaná lokalita

2.3.1 Přírodní rezervace a evropsky významná lokalita Vrbenské rybníky

Přírodní rezervace a evropsky významná lokalita Vrbenské rybníky se nachází v Českobudějovické pánvi při severozápadním okraji Českých Budějovic (Obr. 1). Jedná se o komplex čtyř velkých rybníků (Černiš, Domin, Nový Vrbenský rybník a Starý Vrbenský rybník), tří menších rybníků (Mladohaklovský rybník, Šnejdlík a Velký Vávrovský rybník) a přilehlých biotopů, které tvoří především mokřady, podmáčené louky, bažinné olšiny a jiné lesní porosty. Na jihu a východě sousedí Vrbenské rybníky s největšími českobudějovickými sídlišti Máj a Vltava, ze severu a západu jsou obklopeny zemědělsky využívanými poli, loukami a dalšími rybníky. Nadmořské výška území je 380–386 m. n. m. (Kopáček, 2006).

Ochrana Vrbenských rybníků započala v roce 1990, kdy byla lokalita vyhlášena maloplošným zvláště chráněným územím v kategorii chráněný přírodní úkaz s výměrou 245,80 ha. Na stejném místě byla v roce 1992 vyhlášena přírodní rezervace (vyhláška MŽP ČR č. 395/1992 Sb.). V roce 2005 byla přírodní rezervace spolu s částí bývalého tankového cvičiště ve Čtyřech Dvorech a dalšími přilehlými rybníky a loukami zařazena do národního seznamu evropsky významných lokalit v rámci programu Natura 2000 (nařízení vlády č. 132/2005 Sb.). Hlavním důvodem pro zařazení do seznamu byla ochrana biotopů kuňky obecné (*Bombina bombina*) a páchníka hnědého (dříve *Osmoderma eremita*, dnes *Osmoderma barnabita*) a bezkolencových luk a vodních nádrží se vzplývající vegetací (Křivan et al. 2009). V roce 2009 se PR a EVL Vrbenské rybníky stala součástí Ptačí oblasti Českobudějovické rybníky (nařízení vlády č. 405/2009 Sb.), která svou rozlohou 6 362 ha několikanásobně převyšuje rozlohu původního chráněného území. Hlavními předměty ochrany pro Ptačí oblast jsou kvakoš noční (*Nycticorax nycticorax*), rybák obecný (*Sterna hirundo*), husa velká (*Anser anser*), kopřivka obecná (*Anas strepera*) a slavík modráček střeoevropský (*Cyanecula svecica cyanecula*) (ČSO, 2009). V územním systému ekologické stability jsou Vrbenské rybníky klasifikovány jako významné regionální biocentrum (Tučková, 2007).

Lokalita je významná z hlediska botanického, mykologického i zoologického. Při botanickém průzkumu prováděném v letech 1992—1996 bylo v rezervaci zjištěno celkem 298 druhů vyšších rostlin (Kopáček, 2006). Vzhledem k množství a diverzitě různých vodních ploch se v rezervaci daří řadě druhů obojživelníků, například skokanu štíhlému (*Rana dalmatina*), čolku velkému (*Triturus cristatus*) a kuňce obecné (*Bombina bombina*) (Křivan et al., 2009). Z plazů se v rezervaci nachází populace ještěrky obecné (*Lacerta agilis*), slepýše křehkého (*Anguis fragilis*) a užovky obojkové (*Natrix natrix*) (Křivan et al., 2009). Na Vrbenských rybnících se vyskytují početné populace vodních a mokřadních druhů ptáků, mezi nejvýznamnější patří hnízdicí populace kvakoše nočního (*Nycticorax nycticorax*), potápky černokrké (*Podiceps nigricollis*), kopřivky obecné (*Anas strepera*) a velká kolonie racků chechtavých (*Larus ridibundus*). Lokalita je také jediným hnízdištěm volavky stříbřité (*Egretta garzetta*) a kolpíka bílého (*Platalea leucorodia*) v České republice (ČSO, 2009). Mezi významné savce v rezervaci patří vydra říční (*Lutra lutra*) a několik druhů netopýrů (Křivan et al., 2009). Rezervace je také výjimečná z hlediska fauny bezobratlých, především motýlů, kterých zde bylo v letech 1981–1986 zjištěno 831 druhů (Kopáček, 2006). Na staré osluněné duby na hrázích je vázán výskyt chráněných brouků, např. páchníka hnědého (*Osmoderma barnabita*), tesaříka obrovského (*Cerambyx cerdo*), vzácně se vyskytuje i roháč obecný (*Lucanus cervus*) (AOPK ČR, 2021; Křivan et al., 2009).

V minulosti proběhlo na Vrbenských rybnících několik kompletních inventarizačních průzkumů, které měly sloužit jako podklad pro sestavení plánu péče o PR a EVL, vodní brouci v nich však byli opomíjeni (Křivan et al., 2009). Samostatný monitoring vodních brouků v konkrétních částech přírodní rezervace provedli nezávisle Čížek (1999), Klečka (2008), Kolář et al. (2016) a Kolář et al. (2018a). Čížek (1999) a Klečka (2008) se zaměřili na bažinnou olšinu na jihovýchodě rybníka Černiš. Čížek (1999) použil k monitoringu metodu nárazové pasti, Klečka (2008) použil kombinaci čtyř různých metod – světelný lapač, past na principu vrše, krabicovou past a ruční sběr. Pomocí těchto metod sběru se jim na lokalitě podařilo zaznamenat celkem 109 druhů vodních brouků z 10 různých čeledí (řazeno sestupně podle počtu zjištěných druhů): Dytiscidae, Hydrophilidae, Helophoridae, Hydraenidae, Scirtidae, Hydrochidae, Heteroceridae, Haliplidae, Noteridae, Gyrinidae. V rámci monitoringu Klečky (2008) byly zjištěny početné populace druhů *Acilius canaliculatus*, *Agabus congener*, *Hydaticus seminiger*, *Ilybius ater*, *I. guttiger*, *I. subtilis*, *I. futiginosus*, *Enochrus coarctatus*, *Hydrochara caraboides*, *Hydrobius fuscipes*, *Cyphon ochraceus*, *C. variabilis* a mnohých dalších, ochránářsky významný byl výskyt kriticky ohrožených druhů *Ochthebius alpinus* a *Laccornis oblongus*. Kolář et al. (2016) se věnovali monitoringu na Velkém Vávrovském rybníce a Kolář et al. (2018a) v nedaleké přírodní památce Vrbenská tuň, kde zjistili početnější populace například *Laccophilus minutus*, *Haliplus ruficollis* a *Hydroglyphus geminus* a jednotlivě *Hydrophilus piceus* a *Hydrophilus atterimus*. Poslední dva jmenované druhy jsou hlášeny rovněž z Velkého Vávrovského rybníka v Nálezové databázi ochrany přírody (AOPK ČR, 2021). Poslední zajímavý nález je pak *Bidessus grossepunctatus* hlášený z tankodromu před samotným revitalizačním zásahem (Kolář, 2017). Další data o vodních broucích na Vrbenských rybnících (včetně údajů od některých výše uvedených autorů) jsou zaznamenány v nálezové databázi AOPK ČR jako náhodná pozorování (AOPK ČR, 2021).

2.3.2 Území bývalého tankodromu

Ve své práci jsem studovala dvě lokality v jihovýchodní části chráněného území, které jsou součástí jak PR, tak EVL (Obr. 1, viz Přílohy). Toto území bylo od 50. let minulého století využíváno jako vojenské tankové cvičiště. Pravidelná disturbance zajištěná těžkou vojenskou technikou zde dlouhodobě udržovala bezlesí a obnovovala mělké periodické tůně, což prospívalo zejména konkurenčně slabším druhům rostlin a obojživelníkům (Křivan et al., 2009). V roce 1979 zde byla dokonce objevena početná populace listonoha letního (*Triops cancriformis*), kterému kromě obnovování periodických tůní napomáhalo i rozšiřování odolných vajíček na kolech vojenských vozidel (Cempírek, 1981; Merta et al., 2016).

Poté, co v roce 1990 armáda areál tankodromu opustila, zmizel i potřebný management pro údržbu bezlesí a periodických tůní. Území ponechané sukcesi začalo zarůstat expanzivní třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a náletovými dřevinami (především vrbou popelavou *Salix cinerea*), které dnes na několika místech přesahují 5 metrů výšky (vlastní pozorování). Početné mělké tůně, které byly dříve obnovovány vojenskými vozidly, se postupně zazemnilly a byly zastíněny náletovými dřevinami (Kopáček, 2006; Křivan et al., 2009; vlastní pozorování).

Před začátkem vegetační sezóny v roce 2017 byl na vybraných lokalitách v areálu bývalého tankodromu proveden management na obnovu původních stanovišť. Jednalo se o povrchovou disturbance terénu v okolí dvou tůní a jejich prohloubení, mýcení náletových dřevin a sečení lučních enkláv (vlastní pozorování). Má práce se zabývá monitoringem vodních brouků v tůních na dvou lokalitách, které byly obnovovány v rámci těchto prací.

2.3.3 Lokalita Řezanová tůň

První studovanou lokalitou (48.9936900°N, 14.4441481°E) byla tůň s bohatou litorální i vzplývající vegetací, především řezanem pilolistým (*Stratiotes aloides*), dále jen „Řezanová tůň“ (Obr. 1). Tůň se nachází v jihovýchodním cípu přírodní rezervace. Nejbližší větší vodní plocha je Velký Vávrovský rybník s obsádkou převážně kapra, který je od tůně vzdálen jen cca 80 m.

Řezanová tůň má rozměry cca 14,5 × 9 m. Vodní vegetace je tvořena hlavně řezanem pilolistým (*Stratiotes aloides*), bublinatkou jižní (*Utricularia australis*), růžkatcem ostnitým (*Ceratophyllum demersum*), chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*), několika druhy sítin (*Juncus* spp.) a dalšími. Před zásahem na začátku roku 2017 byla tůň silně zastíněná náletovými dřevinami, především vrbou popelavou (*Salix cinerea*), vrbou ušatou (*Salix aurita*), olší lepkavou (*Alnus glutinosa*), břízou bělokorou (*Betula pendula*) a topolem osikou (*Populus tremula*) (Obr. 2). Z nich také do tůní padalo mnoho organického materiálu, což ještě urychlovalo sukcesi. V rámci managementu byly všechny náletové dřeviny v okolí 2–3 metrů okolo tůně vysekány a na západní straně byl navíc vysekán 10 metrů široký pruh bez dřevin. Celková plocha zbavená náletových dřevin byla cca 290 m². Z jedné třetiny tůně byl vybagrován organický materiál, zbylé dvě třetiny tůně byly ponechány bez zásahu (Obr. 3). Ačkoliv při bagrování došlo k odstranění velké části vodních makrofyt, zejména vzplývající vegetace, např. řezan, zůstala v tůni zachovaná i po zásahu. Původně měla Řezanová tůň pouze

kolmé břehy, které však omezují růst litorální vegetace a pohyb živočichů mezi vodou a souší, například obojživelníků (Zavadil et al., 2011). Na severní straně tůň byl proto vybudován pozvolný břeh. V okolí tůň vznikl vlivem pojezdu těžké techniky malý mokřad s několika stálými i dočasnými kalužemi. V následujících letech po provedení managementu začala Řezanová tůň postupně opět zarůstat vodní vegetací a okolní terestrickou vegetací (Obr. 4).

2.3.4 Lokalita Jíloviště

Druhou studovanou lokalitou (48.9966853°N, 14.4438047°E; 48.9965850°N, 14.4440378°E) byl mokřad s jílovitým podložím (dále jen „Jíloviště“), který je situován cca 330 m severně od Řezanové tůň (Obr. 1). Lokalita se nachází poměrně blízko městské zástavby (cca 90 m). Nejbližší větší vodní plochy jsou právě Řezanová tůň (cca 330 m) a Velký Vávrovský rybník (cca 370 m), o něco vzdálenější je velký rybník Černiš (cca 520 m).

Celková plocha Jíloviště je cca 490 m². Před zásahem se na jejich místě nacházel pouze mělký, zarostlý mokřad (Obr. 5), který během srpna roku 2016 vyschl a vodou se opět zaplnil až v říjnu. Zaplavená část Jíloviště byla kompletně zarostlá, hlavně orobincem širolistým (*Typha latifolia*), sítinou rozkladitou (*Juncus effusus*), třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a náletovými dřevinami. Vegetace vodní plochu silně zastiňovala a její opad přispíval k zazemňování. V rámci zásahu byla z části Jíloviště odstraněna veškerá vegetace (plocha cca 260 m²). V nejhlubších místech mokřadu byly bagrem prohrabány dvě tůň do hloubky cca 1 m a bylo v nich vytvořeno pozvolně se svažující dno s převažující hloubkou 0,5 m (Obr. 6). Tůň více na jihovýchod s rozměry cca 12 × 10 m byla pracovním nazvaná „Cedule“ (podle blízké informační cedule, Obr. 7), tůň více na severozápad s rozměry cca 8 × 2,5 m „Hrobka“ (podle charakteristického tvaru, Obr. 8). V letech 2018–2019 se tůň Hrobka zatopila tak, že se voda rozlila i do prostoru okolo původně vyhloubené jámy a v současnosti má rozměry cca 21 × 20 m. Sukcese na této lokalitě byla pomalejší než v Řezanové tůni, pravděpodobně kvůli podkladu méně bohatému na živiny a dokonalejšímu zbavení plochy vegetace při zásahu.

3 CÍLE PRÁCE

Hlavním cílem práce bylo:

- zmapovat diverzitu vodních brouků na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště
- zjistit vliv managementu provedeného na obou lokalitách na společenstvo vodních brouků a na konkrétní druhy
- zjistit, jestli šířka litorálu, míra sukcese tůně a jejího okolí významně ovlivňují strukturu společenstva vodních brouků
- na základě zjištěných informací navrhnout další vhodný management pro studovanou lokalitu

4 MATERIÁL A METODIKA

Monitoring dospělých vodních brouků na lokalitách probíhal v období od dubna do října v letech 2016–2019, tj. jeden rok před managementem a tři roky po něm (viz Tab. 2). Při monitoringu byly použity dva typy sběru – odchyt pomocí živochytných vrší a ruční odchyt do kuchyňského cedníku. Odchycení jedinci byli určeni, u vybraných druhů bylo zaznamenáno pohlaví a obvykle byli vypuštěni zpět na lokalitě. Těžko určitelné (např. *Ilybius*, *Agabus*) a drobné rody (např. *Hydroporus*, *Halipus*) byly uloženy do 70 % ethanolu a určeny v laboratoři pomocí stereomikroskopu. Některé jedince se podařilo určit pouze do rodu. V celé práci byli bráni v potaz pouze dospělci, larvy byly vypouštěny na lokalitě a nebyly zahrnuty do výsledků. Při odchytu nebyl dáván zvláštní důraz na získávání semiakvatických druhů (například pomocí oplachování břehů, Boukal et al., 2007). Použitá nomenklatura je podle Boukal et al. (2007). Údaje o ohrožení jednotlivých druhů jsou podle aktuálního vydání Červeného seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017). Dokladové kusy jsou uloženy v mé sbírce.

Tabulka 2: Přehled návštěv a použitých odchyťových metod.

Lokalita a rok	Data odchyťů do pastí	Data odchyťů do cedníku
Ř2016	30.05.2016; 10.06.2016; 14.07.2016; 09.08.2016; 26.08.2016; 30.09.2016; 24.10.2016	24.10.2016
Ř2017	14.04.2017; 25.05.2017; 27.06.2017; 31.07.2017; 08.09.2017	14.04.2017; 27.06.2017
Ř2018	27.04.2018; 08.06.2018; 22.07.2018; 25.08.2018; 01.10.2018; 12.10.2018;	03.05.2018; 11.06.2018; 26.08.2018; 12.10.2018
Ř2019	17.04.2019; 31.05.2019; 28.06.2019; 03.08.2019; 31.08.2019; 23.09.2019; 12.10.2019	19.04.2019; 11.06.2019; 28.06.2019; 27.07.2019; 01.09.2019; 22.09.2019; 15.10.2019
J2016	-	30.05.2016; 14.07.2016; 09.08.2016; 26.08.2016; 30.09.2016; 24.10.2016
J2017	14.04.2017; 25.05.2017; 27.06.2017; 31.07.2017; 08.09.2017	14.04.2017; 27.06.2017
J2018	27.04.2018; 08.06.2018; 22.07.2018; 25.08.2018; 01.10.2018; 12.10.2018	03.05.2018; 08.06.2018; 26.08.2018; 12.10.2018
J2019	17.04.2019; 31.05.2019; 28.06.2019; 03.08.2019; 31.08.2019; 23.09.2019; 12.10.2019	19.04.2019; 11.06.2019; 28.06.2019; 27.07.2019; 01.09.2019; 22.09.2019; 15.10.2019

4.1 Odchyt do vrše

První metodou monitoringu byl odchyt do živochytných pastí na principu vrše (Obr. 9), které se standardně využívají pro odchyt velkých vodních brouků nebo obojživelníků (Balke & Hendrich, 1987; Boukal et al., 2007; Jeřábková & Boukal, 2011). Vrše jsou vyrobeny ze zelené síťoviny s průměrem ok 4 mm. Mají tvar kvádrů se dvěma vstupními otvory na protilehlých stranách. Použité rozměry vrší byly 22,5 x 22,5 x 53 cm a 28 x 28 x 78 cm. Pro zvýšení efektivity odchyty jsem jako návnadu použila kuřecí játra, která byla umístěna do samostatné kapsy v horní části vrše (Volkova et al., 2013). Při pokládání vrší jsem dbala na to, aby byla návnada a vstupy ponořené, a zároveň aby vždy část pastí vyčnívala nad hladinu a odchycení

živočichové dýchající vzdušný kyslík měli přístup k hladině (Jeřábková & Boukal, 2011). V hlubší vodě jsem za tímto účelem dovnitř pasti umístila PET lahev jako plovák. Pasti byly exponovány 24 hodin (\pm 2 hodiny). Počet použitých vrší při odchytu v tůních se mezi jednotlivými návštěvami mírně lišil, protože občas došlo k protržení některých vrší a bylo nutné je vyřadit. V Řezanové tůni jsem použila vždy 4–6 vrší, v menších tůních Hrobka a Cedula vždy 1–2 vrše.

Odchyty do vrší jsem prováděla vždy 5–7 krát za sezónu. Odchyty do vrší nebyly uskutečněny na lokalitě Jíloviště v prvním roce monitoringu (2016), kdy byl stav vody příliš nízký pro použití vrší. Do vrší se kromě vodních brouků chytaly i larvy vážek, vodní plošnice čeledi Notonectidae, Corixidae a Naucoridae, obojživelníci a výjimečně také užovka obojková (*Natrix natrix*). Na lokalitě Řezanová tůň se v roce 2017 rozšířil lín obecný (*Tinca tinca*) a v roce 2018 střevlička východní (*Pseudorasbora parva*). Tyto ryby se rovněž chytaly do vrší a jejich počty byly zaznamenávány v průběhu monitoringu. Výsledky monitoringu obojživelníků zpracovala Dobiášová (2019).

Tato metoda je pro monitoring zásadní. Expozice vrší na lokalitě po dobu 24 hodin umožňuje zachytit i druhy s vrcholy aktivity i v jiných částech dne, než je běžná doba návštěvy lokality, což je její výhoda oproti dalším používaným metodám jako např. odchytu do cedníku nebo krabicové pasti („boxtrap“). Pokrýt celé spektrum možných vrcholů aktivity brouků je důležité, protože přinejmenším u některých druhů na lokalitě, např. *Colymbetes fuscus*, *Rhantus suturalis*, *Hydrochara flavipes* (Florencio et al., 2012) a rodů *Agabus* (Holomuzki, 1985a) a *Dytiscus* (Holomuzki, 1985b) byla v minulosti prokázána noční aktivita a u mnohých druhů vrchol aktivity neznáme. Tato metoda je efektivní pro odchyt velkých a vysoce pohyblivých druhů. Tyto druhy bývají, vzhledem k jejich schopnosti rychle uplavat, ostatními metodami (např. odchyt pomocí sítě) často podhodnocovány (Becerra Jurado et al., 2008; Hilsenhoff, 1987; Hilsenhoff, 1991; Klečka & Boukal, 2011). Druhy menší než 4 mm, což je průměr otvorů v síťovině vrše, jsou naopak touto metodou úplně opomíjeny. Z tohoto důvodu je nutné doplnit monitoring pomocí vrší další vhodnou metodou.

4.2 Odchyt do cedníku

Druhou zvolenou metodou byl ruční odchyt do cedníku (Boukal et al., 2007; Klečka & Boukal, 2011). Použitý cedník měl průměr ok 0,5 mm, doba odchytu byla standardizována na čas 20 minut/tůň. Během stanovené doby jsem obcházel tůň podél břehu, lovila cedníkem ve vodě a snažila se ovzorkovat jednotlivé mikrohabitaty v tůni, např. různé typy vegetace nebo substrátu. Odchyty do cedníku jsem prováděla 2–5 krát za sezónu. Tato metoda byla jedinou použitou metodou na Jílovišti v roce 2016. V tomto roce ještě nebyly dvě současné tůně jasně vymezené a lokalita byla vzorkována dohromady jako jeden celek (tj. 20 minut na celou lokalitu). V následujících letech (2017–2019) již byly oddělené tůně vytvořeny a byla vzorkována každá z tůní zvlášť (tj. 20 minut na každou ze dvou tůní na Jílovišti).

Hlavní výhodou odchytu do cedníku je schopnost odchytit jedince všech velikostí (Klečka & Boukal, 2011). Velké a velmi pohyblivé druhy (např. velké druhy čeledi Dytiscidae) však mohou z cedníku snadno uniknout nebo se mu vyhnout (Turić et al., 2017) a metoda také

podceňuje druhy s částečnou nebo úplnou noční aktivitou, pokud je prováděna pouze během dne (Hilsenhoff, 1987). Nakonec odchyt může být obtížný na lokalitách hustě zarostlých vegetací (Becerra Jurado et al., 2008), což byl i případ Řezanové tůně v roce 2016.

Během návštěv jsem zaznamenávala tyto environmentální proměnné: míru zastínění tůní (%), šířku litorálu (m) a množství vodní vegetace, emerzní i vzplývající dohromady (1 = chybí; 2 = ostrůvkovitá; 3 = rozvolněná; 4 = téměř souvislá; 5 = souvislá).

4.3 Zpracování dat

Mezi jednotlivými roky se lišily počty návštěv. Lišilo se také množství úsilí vynaloženého na získání vodních brouků mezi jednotlivými návštěvami, např. kvůli rozdílu v počtu použitých vrší nebo dvojnásobné době cedníkování na Jílovišti v letech 2017–2019 oproti roku 2016 (viz výše). Pro vyhodnocení vývoje počtu druhů nejsou tyto odchylky tolik významné, proto jsem pro vyhodnocení vývoje počtu druhů na lokalitách nasbíraná data nestandardizovala.

Pro abundanci (tj. početnost) naopak platí, že výrazně závisí na množství úsilí vynaloženého na získání jedinců, tj. na době cedníkování, počtu použitých vrší nebo počtu návštěv za rok. Pro odchyt do vrší jsem abundanci standardizovala jako průměrný počet jedinců zachycený do jedné vrše v daném roce. Pro odchyt do cedníku jsem abundanci standardizovala jako průměrný počet jedinců zachycený při 20 minutách cedníkování v daném roce.

V roce 2017 byl jeden odběr do cedníku omylem proveden pro celou lokalitu Jíloviště dohromady a ne pro jednotlivé tůně. Tento odběr je zahrnut v grafech, které zobrazují vývoj počtu druhů a abundance za celou lokalitu Jíloviště. Tento odběr naopak není zahrnut v grafech, které zobrazují vývoj počtu druhů a abundance v tůních Cedula a Hrobka zvlášť, protože nelze zpětně určit, ve které z těchto dvou tůní byli brouci chyceni.

Na Grafu 1 je zobrazen vývoj abundance vybraných nepočetnějších druhů na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště. Pro zobrazení jsem vybrala takové druhy, kterých bylo na dané lokalitě jednou z metod v průběhu celého monitoringu zachyceno alespoň 50 jedinců. Pro každý druh jsou zobrazena data pouze z té metody, kterou bylo na lokalitě zachyceno více než 50 jedinců.

Pro porovnání rozdílu v počtu samců a samic nejpočetnějších druhů a rozdílu v počtu druhů na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště na začátku (2016) a na konci monitoringu (2019) jsem použila χ -kvadrát test.

Vyhodnocení vývoje druhového složení v průběhu let a závislosti výskytu druhů na zaznamenávaných environmentálních proměnných bylo analyzováno pomocí *Canonical Correspondence Analysis* (CCA) v programu CANOCO 5 (ter Braak & Šmilauer, 2012). V obou CCA analýzách jsem jako vysvětlovanou proměnnou použila nestandardizovaná druhová data. V CCA1 (zjištění vývoje společenstva v průběhu let) byla jako vysvětlující proměnná použita interakce lokality a roku odběru. V CCA2 (testování vlivu environmentálních proměnných) jsem použila jako vysvětlující proměnné množství vodní vegetace, zastínění tůní a šířku litorálu. Do finálního modelu nejlépe vysvětlujícího nasbíraná

data byly vybrány pouze průkazné ($p < 0,05$) environmentální proměnné pomocí postupné selekce (*step forward selection*). Všechna data v obou CCA byla transformována pomocí logaritmické funkce a byla testována při 9999 Monte Carlo permutacích.

Pro vyhodnocení vývoje počtu druhů v jednotlivých kategoriích ekologické valence (eurytopní/adaptabilní/reliktní) jsem převzala klasifikaci z Boukal et al. (2007).

5 VÝSLEDKY

5.1 Porovnání zvolených metod

Z 1585 celkově odchycených jedinců jich bylo 72 % odchyceno do vrší (1135 jedinců) a 28 % (450 jedinců) do cedníku (Tab. 3). Pokud jako efektivní metodu odchytu pro daný druh budu uvažovat takovou metodu, kterou bylo zachyceno alespoň 10 % jedinců daného druhu, pak bylo 14 druhů efektivně zachytáváno pouze do vrší, 36 druhů pouze do cedníku a 4 druhy oběma metodami. U druhů, kde byl ale celkový zachycený počet jedinců malý, je třeba brát tento údaj pouze jako orientační.

Tabulka 3: Seznam odchycených druhů v rámci monitoringu. U každého druhu je uveden počet jedinců zachycených na každé lokalitě a pomocí každé z metod. U druhů je rovněž uvedena efektivní metoda odchytu, tj. metoda, kterou bylo zachyceno alespoň 10 % jedinců. V = efektivní odchyt do vrše, C = efektivní odchyt do cedníku, V+C = efektivní odchyt pomocí obou metod. Dále je uveden stupeň ohrožení podle Červeného seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017) a zkratka druhu použitá při CCA. Hvězdičkou jsou označeny nové druhy pro EVL.

DRUH	Řezanová tuň	Jíloviště	Odchyt do vrší	Odchyt do cedníku	Efektivní metoda odchytu	Stupeň ohrožení	CCA zkratka
Dryopidae							
<i>Dryops cf. luridus</i> (Erichson, 1847)*	-	1	-	1	C		
Dytiscidae							
<i>Acilius canaliculatus</i> (Nicolai, 1822)	365	22	373	14	V		AcilCanl
<i>Acilius sulcatus</i> (Linné, 1758)	116	45	159	2	V		AcilSulc
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linné, 1767)	5	4	4	5	V+C		
<i>Bidessus grossepunctatus</i> Vorbringer, 1907	-	1	-	1	C	VU	BidsGros
<i>Colymbetes fuscus</i> (Linné, 1758)	27	-	25	2	V		ColmFusc
<i>Dytiscus circumcinctus</i> Ahrens, 1811	5	-	5	-	V		
<i>Dytiscus circumflexus</i> Fabricius, 1801*	9	-	9	-	V		DytsCirfl
<i>Dytiscus marginalis</i> Linné, 1758	320	25	342	3	V		DytsMarg
<i>Graphoderus cinereus</i> (Linné, 1758)	22	-	22	-	V		GrapCinr
<i>Graptodytes granularis</i> (Linné, 1767)	7	1	-	8	C	NT	GrapGran
<i>Hydaticus continentalis</i> J. Balfour-Browne, 1944	1	-	1	-	V	NT	
<i>Hydaticus seminiger</i> (De Geer, 1774)	97	1	96	2	V		HydtSemn
<i>Hydaticus transversalis</i> (Pontoppidan, 1763)	2	-	2	-	V		
<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1781)	22	61	-	83	C		HydrGemn
<i>Hydroporus angustatus</i> Sturm, 1835	21	3	-	24	C		HydrAngs
<i>Hydroporus erythrocephalus</i> (Linné, 1758)	1	-	-	1	C		
<i>Hydroporus nigrita</i> (Fabricius, 1792)	-	1	-	1	C		HydrNigr
<i>Hydroporus palustris</i> (Linné, 1761)	9	5	-	14	C		HydrPals
<i>Hydroporus</i> sp.	2	-	-	2	C		HydrpSp
<i>Hygrotus decoratus</i> (Gyllenhal, 1810)	3	1	-	4	C		HygrDecor
<i>Hygrotus impressopunctatus</i> (Schaller, 1783)	4	2	-	6	C		HygrImpr
<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1777)	5	-	-	5	C		
<i>Hyphydrus ovatus</i> (Linné, 1761)	-	1	-	1	C		

DRUH	Řezanová tuň	Jílověště	Odchyt do vrší	Odchyt do cedníku	Efektivní metoda odchytu	Stupeň ohrožení	CCA zkratka
<i>Ilybius ater</i> (De Geer, 1774)	3	-	2	1	V+C		
<i>Ilybius guttiger</i> (Gyllenhal, 1808)	1	-	1	-	V		IlybGutt
<i>Ilybius cf. subtilis</i> (Erichson, 1837)	15	1	-	16	C	NT	IlybSubt
<i>Laccophilus minutus</i> (Linné, 1758)	8	7	-	15	C		LaccMint
<i>Liopterus haemorrhoidalis</i> (Fabricius, 1787)	17	1	-	18	C		LiopHaem
<i>Rhantus frontalis</i> (Marsham, 1802)	5	2	7	-	V		
<i>Rhantus suturalis</i> (MacLeay, 1825)	20	2	20	2	V		RhanSutr
Gyrinidae							
<i>Gyrinus substriatus</i> Stephens, 1828	-	7	-	7	C		GyrnSubs
Haliplidae							
<i>Haliplus ruficollis</i> (De Geer, 1774)	3	-	-	3	C		HalpRufc
<i>Haliplus</i> sp.	-	2	-	2	C		HalipSp
<i>Peltodytes caesus</i> (Duftschmid, 1805)*	-	1	-	1	C		PeltCaes
Helophoridae							
<i>Helophorus</i> sp.	5	44	-	49	C		HelopSp
Hydrochidae							
<i>Hydrochus</i> sp.	14	-	-	14	C		HydrCSp
Hydrophilidae							
<i>Anacaena limbata</i> (Fabricius, 1792)	2	2	-	4	C		AnacLimb
<i>Anacaena lutescens</i> (Stephens, 1829)	19	4	-	23	C		AnacLuts
<i>Berosus frontifoveatus</i> Kuwert, 1888	-	1	-	1	C	NT	BersFron
<i>Berosus luridus</i> (Linné, 1761)*	-	4	-	4	C		BersLurd
<i>Cymbiodyta marginella</i> (Fabricius, 1792)	1	-	-	1	C		
<i>Enochrus bicolor</i> (Fabricius, 1792)*	1	-	-	1	C		
<i>Enochrus coarctatus</i> (Gredler, 1863)	35	6	-	41	C		EnocCoar
<i>Enochrus melanocephalus</i> (Olivier, 1792)*	1	-	-	1	C		
<i>Enochrus quadripunctatatus</i> (Herbst, 1797)	1	1	-	2	C		
<i>Enochrus testaceus</i> (Fabricius, 1801)	-	1	-	1	C		EnocTest
<i>Helochares obscurus</i> (O. F. Müller, 1776)	10	6	-	16	C		HelcObsc
<i>Hydrobius fuscipes</i> (Linné, 1758)	16	9	4	21	V+C		
<i>Hydrochara caraboides</i> (Linné, 1758)	67	10	53	24	V+C		
<i>Hydrophilus atterimus</i> (Eschscholtz, 1822)	10	-	10	-	V	VU	HydrAter
<i>Laccobius</i> sp.	-	1	-	1	C		LaccbSp
<i>Laccobius minutus</i> (Linné, 1758)	1	-	-	1	C		
Noteridae							
<i>Noterus crassicornis</i> (O. F. Müller, 1776)	1	-	-	1	C		NotrCras
Celkem druhů	43	35	18	46			
Celkem jedinců	1299	286	1135	450			

Na druhové spektrum zachycené oběma metodami měla jasný vliv tělesná velikost. Vrše efektivně zachytávaly všechny druhy stejně velké nebo větší než *Hydrobius fuscipes* (9 mm, velikosti převzaty z Hájka 2009 nebo změřeny s přesností na 1 mm) s výjimkou druhu *Ilybius subtilis* (10 mm). *Ilybius subtilis* a všechny druhy menší než *Hydrobius fuscipes* byly zachytávány výhradně odchytom do cedníku. Oběma metodami byly efektivně zachytávány druhy *Agabus bipustulatus* (10,5 mm) a *Ilybius ater* (13,8 mm) z čeledi Dytiscidae a *Hydrobius fuscipes* (9 mm) a *Hydrochara caraboides* (18 mm) z čeledi Hydrophilidae. U prvních dvou

jmenovaných druhů však byl celkově zachycen pouze malý počet (< 10) jedinců a na tak malém vzorku nelze spolehlivě usuzovat na efektivitu jednotlivých metod.

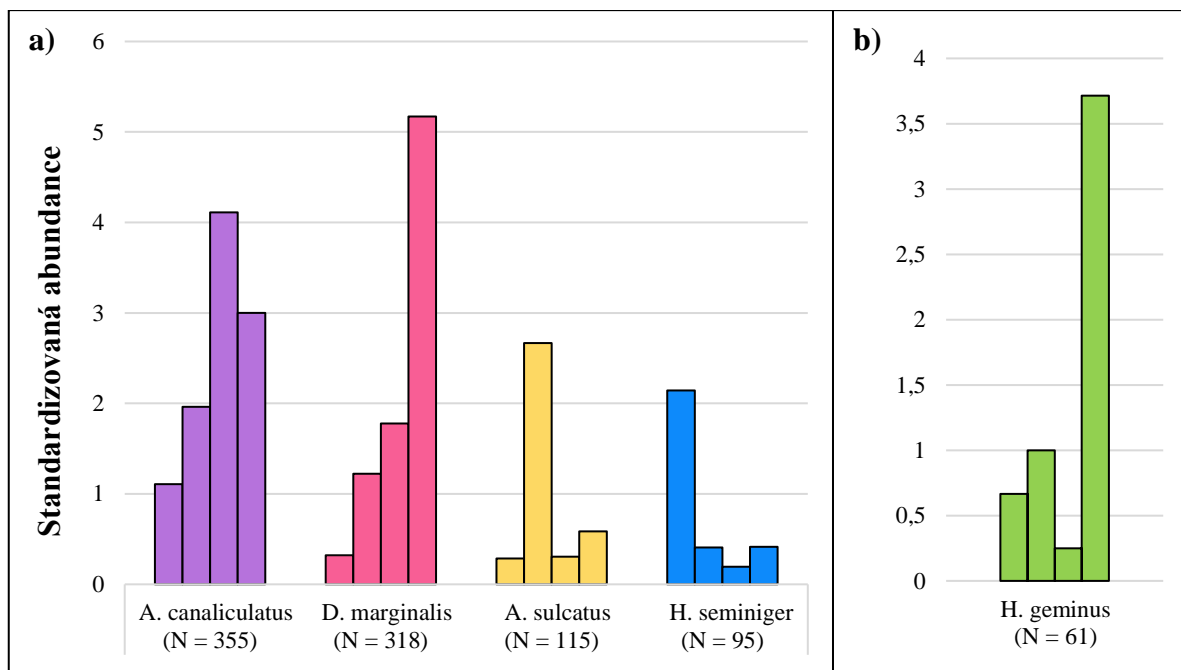
5.2 Faunistické údaje

V rámci monitoringu jsem odchytila celkem 1585 jedinců náležících k 54 druhům vodních brouků (Tab. 3). Druhově nejpočetnější v rámci monitoringu byly čeledi Dytiscidae (30 druhů), Hydrophilidae (16 druhů) a Haliplidae (3 druhy), čeledi Dryopidae, Gyrinidae, Helophoridae, Hydrochidae a Noteridae byly zastoupeny pouze jedním druhem.

Na lokalitě Řezanová tůň bylo v průběhu celého monitoringu zachyceno 1299 jedinců z 43 druhů, na lokalitě Jíloviště 286 jedinců z 35 druhů. Z odchytených druhů bylo 19 druhů unikátních pro lokalitu Řezanová tůň, 11 druhů pro lokalitu Jíloviště a 24 druhů bylo nalezeno na obou lokalitách. Na lokalitě Řezanová tůň byly pěti nejčastějšími druhy *Acilius canaliculatus* ($N = 365$), *Dytiscus marginalis* ($N = 320$), *Acilius sulcatus* ($N = 116$), *Hydaticus seminiger* ($N = 97$) a *Hydrochara caraboides* ($N = 67$), těchto pět druhů představuje 74 % jedinců zachycených na lokalitě. Na Jílovišti byly pěti nejčastějšími druhy *Hydroglyphus geminus* ($N = 61$), *Acilius sulcatus* ($N = 45$), *Helophorus* sp. ($N = 44$), *Dytiscus marginalis* ($N = 25$) a *Acilius canaliculatus* ($N = 22$), těchto pět druhů představuje 69 % všech jedinců zachycených na lokalitě.

Management na lokalitách měl na vybrané nejpočetnější druhy různý vliv (Graf 1). Na lokalitě Řezanová tůň došlo po zásahu k nárůstu populace *Dytiscus marginalis*. U druhu *Hydaticus seminiger* naopak došlo k poklesu abundance. Druh *Acilius sulcatus* měl na lokalitě největší abundanci v roce 2017, druh *Acilius canaliculatus* pak v roce 2018. Na lokalitě Jíloviště došlo v posledním roce monitoringu k nárůstu abundance druhu *Hydroglyphus geminus*.

Během monitoringu jsem na lokalitách zjistila přítomnost šesti druhů z Červeného seznamu bezobratlých ČR (Hejda et al. 2017). *Bidessus grossepunctatus* ($N = 1$) a *Hydrophilus atterimus* ($N = 10$) jsou klasifikovány jako zranitelné druhy (VU), *Berosus frontifoveatus* ($N = 1$), *Ilybius* cf. *subtilis* ($N = 16$), *Hydaticus continentalis* ($N = 1$) a *Graptodytes granularis* ($N = 8$) jsou klasifikovány jako téměř ohrožené druhy (NT). Druhy *Bidessus grossepunctatus* a *Berosus frontifoveatus* byly zachyceny pouze v jednom jedinci na Jílovišti v roce 2016. Druh *Hydaticus continentalis* byl zachycen rovněž v jednom jedinci v roce 2016, ale na lokalitě Řezanová tůň. Druh *Hydrophilus atterimus* byl zaznamenán v Řezanové tůni v letech 2016 ($N = 2$), 2017 ($N = 6$) a 2018 ($N = 2$), ale už ne v posledním roce monitoringu. Druhy *Ilybius* cf. *subtilis* a *Graptodytes granularis* kolonizovaly Řezanovou tůň v posledním roce monitoringu, *G. granularis* byl mimo to zachycen v jednom kuse i na Jílovišti v roce 2016.



Graf 1: Vývoj abundance vybraných druhů v letech 2016–2019 (zleva doprava) na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště. V části a) jsou zobrazeny čtyři nejpočetnější druhy na lokalitě Řezanová tůň, zobrazená abundance je standardizovaná na jednu vrš v daném roce. V části b) je zobrazen nejpočetnější druh na lokalitě Jíloviště, zobrazená abundance je standardizovaná na 20 minut cedníkování v daném roce.

Podářilo se mi nalézt šest nových druhů pro EVL Vrbenské rybníky, které nebyly hlášeny v rámci předchozích monitoringů (Čížek, 1999; Klečka, 2008; Kolář et al., 2016) a nejsou ani zaneseny v Nálezové databázi ochrany přírody (AOPK ČR, 2021). Jsou to druhy *Peltodytes caesus* ($N = 1$), *Berosus luridus* ($N = 4$), *Dryops* cf. *luridus* ($N = 1$), *Enochrus bicolor* ($N = 1$), *Enochrus melanocephalus* ($N = 1$) a *Dytiscus circumflexus* ($N = 9$). Druhy *P. caesus* a *B. luridus* byly přítomné pouze na Jílovišti v roce 2016. Druh *D. cf. luridus* byl přítomný na Jílovišti pouze v roce 2018. Druhy *E. bicolor* a *E. melanocephalus* byly zachyceny pouze jednotlivě v Řezanové tůni v roce 2018. Druh *D. circumflexus* kolonizoval Řezanovou tůň v roce 2017 ($N = 1$) a zůstal zde i v následujících letech 2018 ($N = 2$) a 2019 ($N = 6$).

5.3 Nejpočetnější druhy a poměr pohlaví

Třemi celkově nejpočetnějšími druhy v monitoringu byly druhy *Acilius canaliculatus* ($N = 387$), *Dytiscus marginalis* ($N = 345$) a *Acilius sulcatus* ($N = 161$)⁵. Pouze tyto tři druhy dohromady představovaly 56 % všech jedinců odchycených při monitoringu. Všechny tyto druhy byly hromadně zachytávány do vrší a pouze v malých počtech do cedníku.

U těchto tří druhů jsem porovnála zastoupení pohlaví v datech z celého monitoringu. Podíl samců byl u druhu *Acilius canaliculatus* 55 %, u druhu *Dytiscus marginalis* 64 % a u druhu *Acilius sulcatus* 51 %. Poměr samců a samic se od očekávaného poměru 1 : 1 signifikantně lišil

⁵ Jeden jedinec *Acilius sulcatus* a *Acilius canaliculatus* byli vypuštěni dříve, než bylo možné určit pohlaví.

u *Acilius canaliculatus* (χ -kvadrát test, $p < 0,05$) a *Dytiscus marginalis* (χ -kvadrát test, $p < 0,0000001$).

U *Acilius canaliculatus* se poměr samců a samic v průběhu monitoringu rychle měnil – zatímco na začátku roku 2016 převažovali samci, na konci roku 2017 převažovaly samice a na konci roku 2018 a v roce 2019 pak opět samci. U *Dytiscus marginalis* byl v průběhu let 2016–2018 poměr pohlaví přibližně 1 : 1 a k jeho výraznému vychýlení ve prospěch samců došlo až v roce 2019.

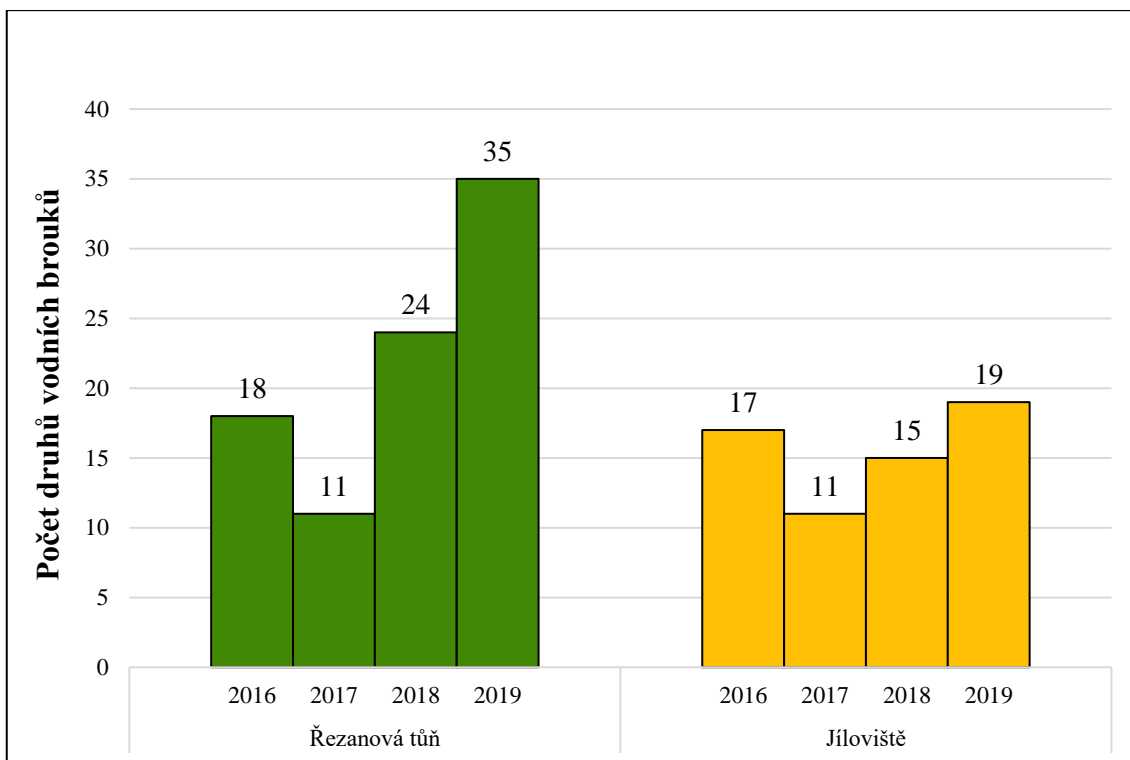
5.4 Vývoj počtu druhů a abundance

Na lokalitách Řezanová tůň i Jíloviště došlo v prvním roce po zásahu k poklesu druhů (Graf 2). V následujících letech 2018–2019 se ale vždy oproti předchozímu roku počet druhů zvýšil a v roce 2019 už bylo na obou lokalitách více druhů než před provedením managementu. Na lokalitě Řezanová tůň se počet druhů v průběhu monitoringu zvýšil z 18 na 35 druhů, tento rozdíl v počtu druhů byl signifikantní (χ -kvadrát test, $p < 0,02$). Na lokalitě Jíloviště se počet druhů zvedl z 17 na 19 druhů, tento rozdíl v počtu druhů nebyl signifikantní (χ -kvadrát test, $p > 0,05$).

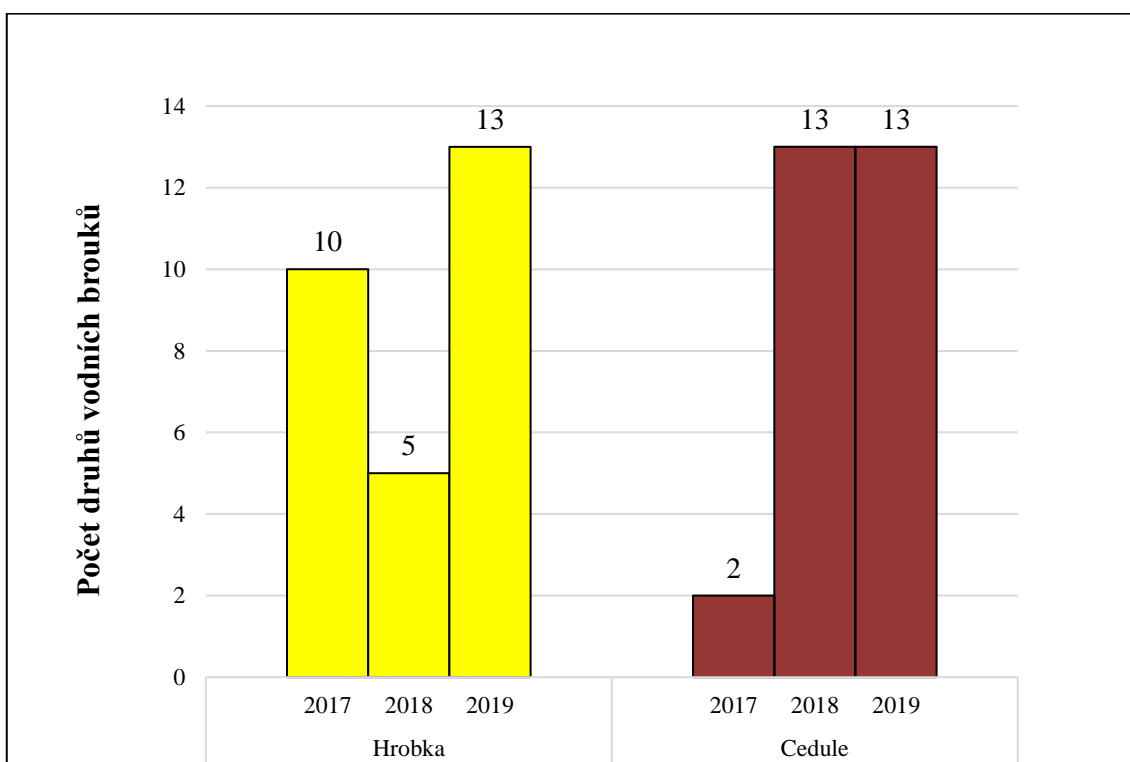
Z Grafu 3 je vidět, že vývoj počtu druhů probíhal v tůních Hrobka a Cedula na lokalitě Jíloviště odlišně. V tůni Hrobka v roce 2018 počet druhů oproti předchozímu roku poklesl, následně se ale opět zvýšil v roce 2019. V tůni Cedula došlo v letech 2017–2018 k nárůstu ze 2 na 13 druhů, a stejný počet druhů zde zůstal zachován i do roku 2019. Druhové spektrum se však v Ceduli v letech 2018–2019 změnilo (viz kapitola „Vývoj druhového složení v průběhu let“).

Na lokalitě Řezanová tůň se abundance v průběhu monitoringu zvyšovala, a to pro obě použité metody (Grafy 4 a 5). Zatímco u odchyty do vrší se abundance z počátku držela na podobné úrovni a výrazněji vzrostla až v posledním roce monitoringu, u odchyty do cedníku abundance sledovala podobný vývoj, jako počet druhů, tj. ihned po zásahu došlo k jejímu poklesu, ale v následujících letech se v každém roce zvýšila. V abundanci na lokalitě Jíloviště není vidět žádný jednoznačný trend, pro obě použité metody odchyty zde abundance mezi roky nepravidelně kolísala.

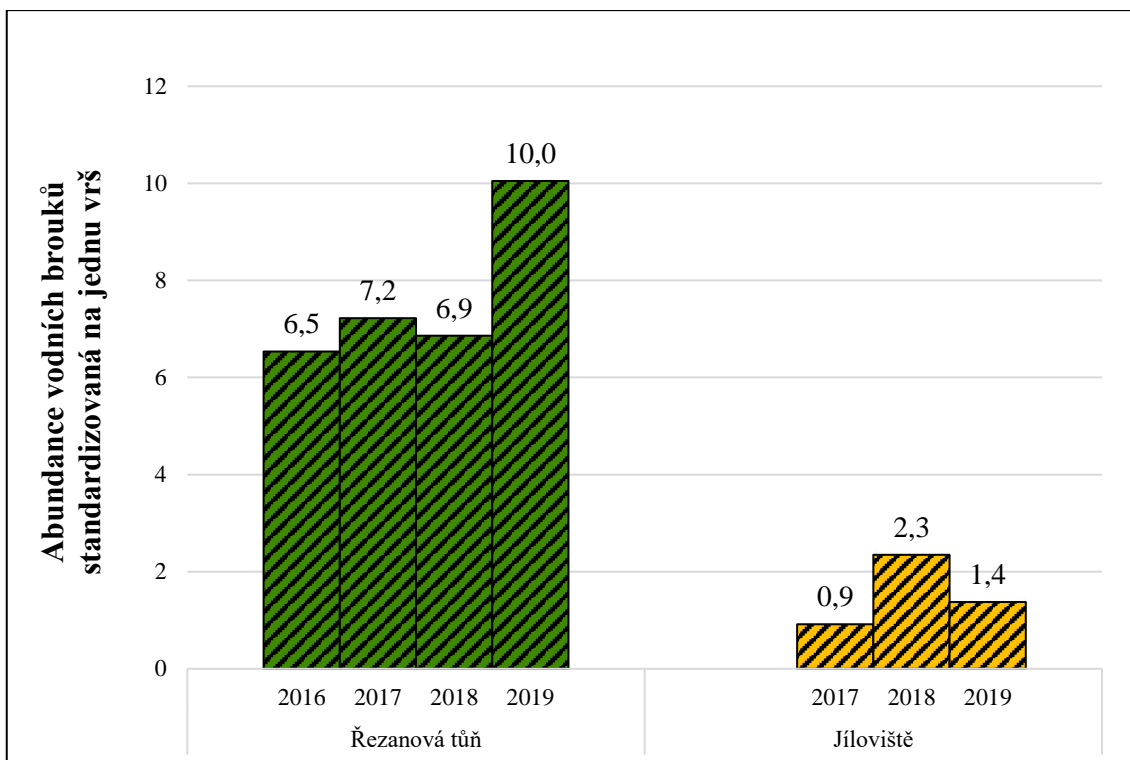
Vývoj abundance v letech 2017–2019 probíhal opět odlišně v tůních Hrobka a Cedula na Jílovišti a trend byl odlišný i pro odchyty v jedné tůni pomocí dvou různých metod odchyty (Graf 6 a 7). Standardizovaná abundance pro odchyt do vrší se pohybovala pouze od 0,6 do 2,8 jedinců na vrš v daném roce, což jsou celkově malé hodnoty na to, aby se z nich dal vyčíst nějaký trend. Pro odchyt do cedníku už jsou rozdíly v abundanci větší. V tůni Hrobka byla v roce 2017 standardizovaná abundance 26 jedinců na 20 minut cedníkování, v následujícím roce poklesla téměř na nulu a v posledním roce se opět zvýšila. V tůni Cedula abundance postupně narůstala z nuly na 6 jedinců na 20 minut cedníkování.



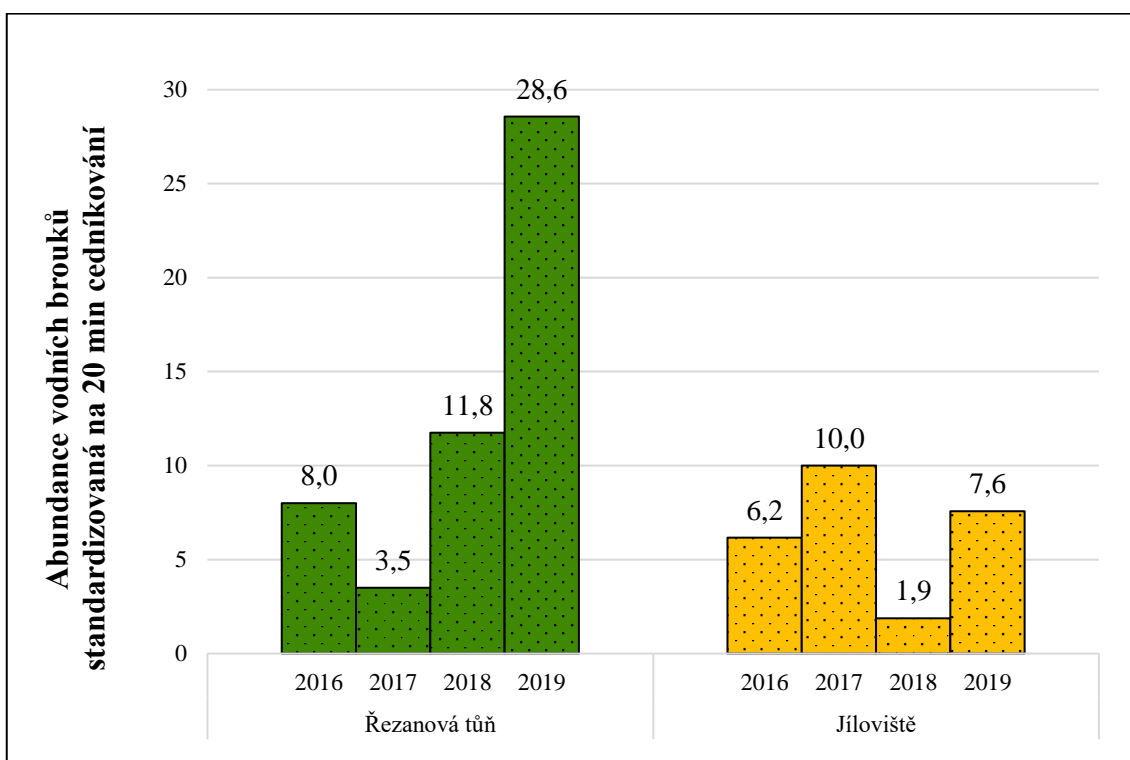
Graf 2: Vývoj počtu druhů na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště v letech 2016–2019. Data zahrnují druhy získané oběma metodami odchyty a nejsou standardizovaná množstvím vynaloženého úsilí.



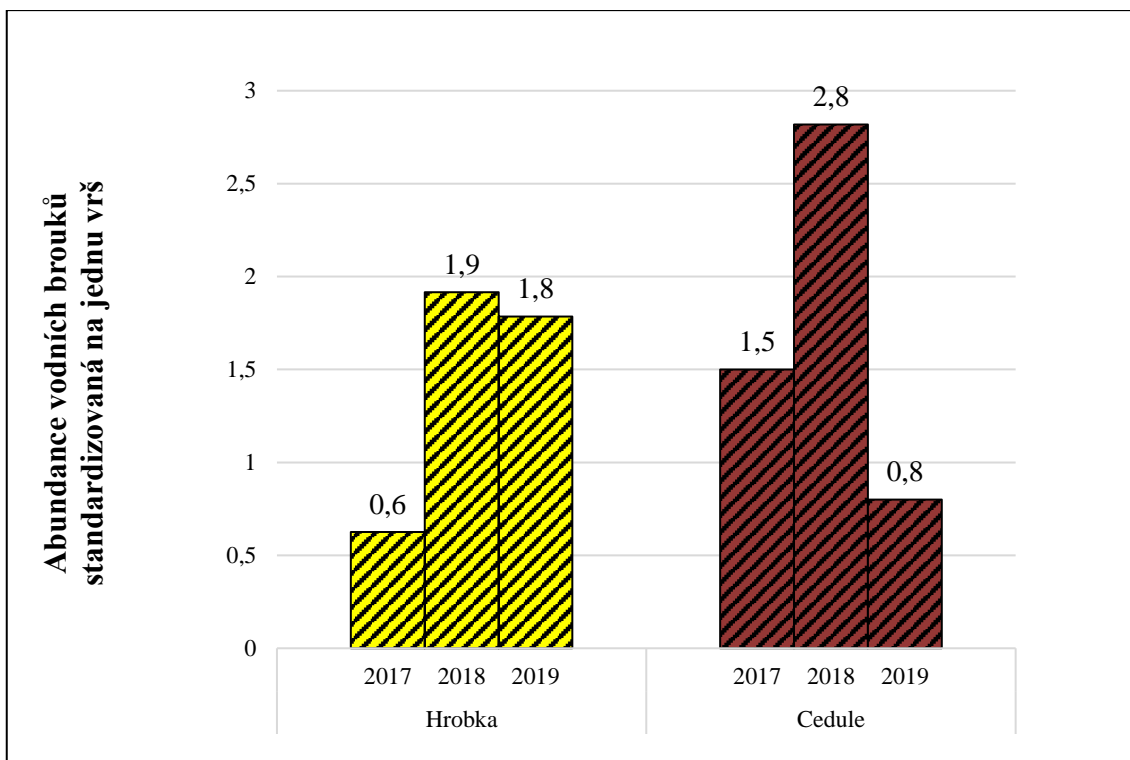
Graf 3: Vývoj počtu druhů v tůňích Hrobka a Cedule v letech 2017–2019. Data zahrnují druhy získané oběma metodami odchyty a nejsou standardizovaná množstvím vynaloženého úsilí.



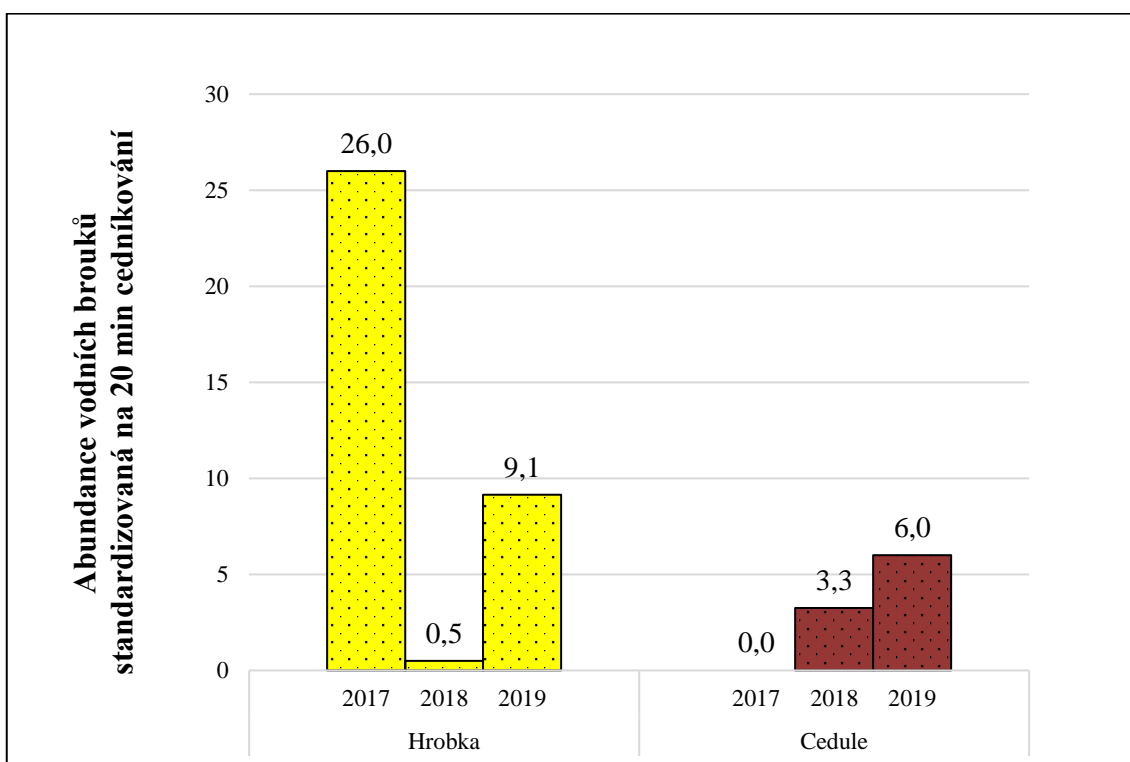
Graf 4: Vývoj abundance na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště v letech 2016–2019. Data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do vrší a jsou standardizovaná na jednu vrš v daném roce.



Graf 5: Vývoj abundance na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště v letech 2016–2019. Data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do cedníku a jsou standardizovaná na 20 minut cedníkování v daném roce.



Graf 6: Vývoj abundance v tůňích Hrobka a Cedule v letech 2017–2019. Data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do vrší a jsou standardizovaná na jednu vrš v daném roce.

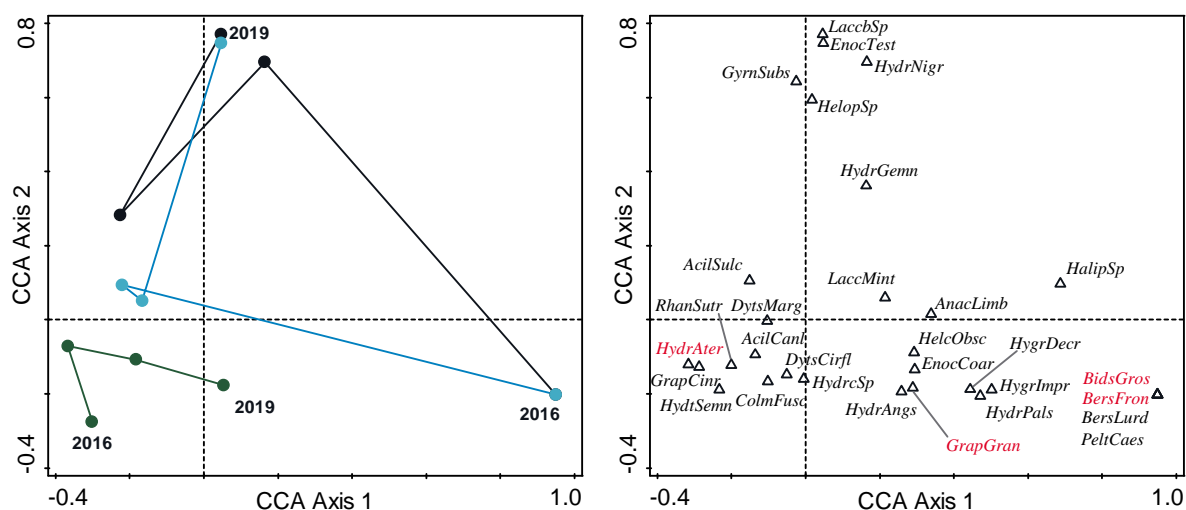


Graf 7: Vývoj abundance v tůňích Hrobka a Cedule v letech 2017–2019. Data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do cedníku a jsou standardizovaná na 20 minut cedníkování v daném roce.

5.5 Vývoj druhového složení v průběhu let

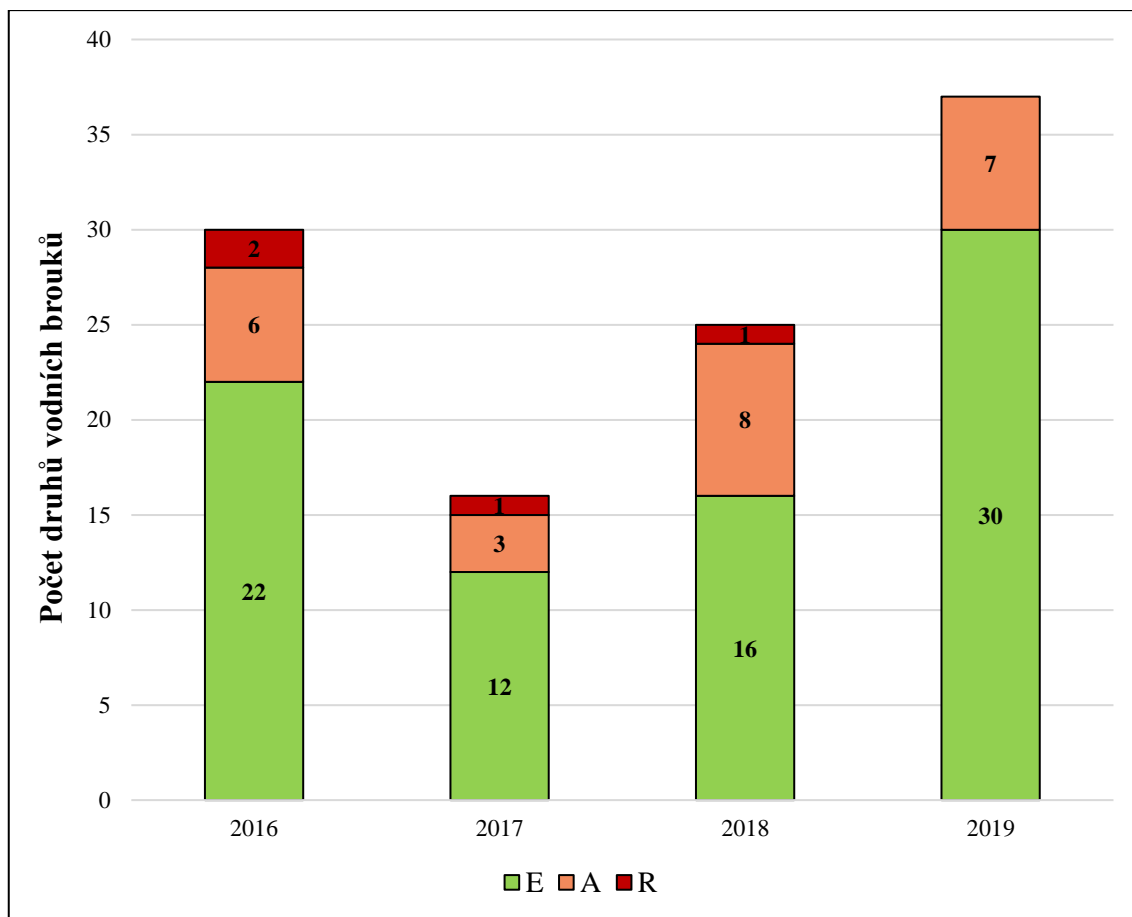
Řezanová tůň a Jíloviště se z hlediska druhového složení výrazně liší (Graf 8). Zatímco na Řezanovou tůň jsou nejvíc úzce vázány velké mobilní dravé druhy čeledi Dytiscidae (např. rody *Dytiscus*, *Acilius* a *Graphoderus*) a *Hydrophilus atterimus*, na Jíloviště jsou celkově vázány menší druhy z čeledí Hydrophilidae a Dytiscidae a druhy čeledí Helophoridae a Gyrinidae. Druhy *Bidessus grossepunctatus*, *Berosus frontifoveatus*, *Berosus luridus* a *Peltodytes caesus* byly vázány pouze na lokalitu Jíloviště v roce 2016.

Při srovnání vývoje společenstev v jednotlivých tůních mezi lety 2016 a 2017 je vidět, že zatímco na lokalitě Jíloviště management složení společenstva v následujícím roce velmi ovlivnil, v Řezanové tůni se roky 2016 a 2017 z hlediska druhového složení zdaleka tak výrazně neliší a došlo zde pouze k malé změně. Po vytvoření samostatných tůní Hrobka a Cedula na lokalitě Jíloviště se jejich druhové složení v následujících dvou letech vyvíjelo poměrně odlišně, v posledním roce monitoringu se však společenstva obou tůní začala opět více podobat. Ani v tomto posledním roce se však společenstva nezačala vracet zpět do původního stavu, jako byla před provedením managementu.



Graf 8: Vývoj druhového složení na obou lokalitách v letech 2016–2019. Zeleně je značena Řezanová tůň, modře Cedula, černě Hrobka. V analýze byla použita nestandardizovaná druhová data. Jako vysvětlující proměnná byla použita interakce lokality a roku odběru. Vysvětlená variabilita je 13,9 %, pseudo-F = 1,9 a $p = 0,0001$. Pro přehlednost je graf rozdělen na a) lokalita a b) jednotlivé druhy. V části a) mají lokality Hrobka a Cedula společný bod v roce 2016, protože v tomto roce byly vzorkovány společně. V části b) je zobrazeno 30 nejlépe fitujících druhů, zkratky viz Tab. 3. Červeně jsou vyznačeny druhy uvedené v Červeném seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017).

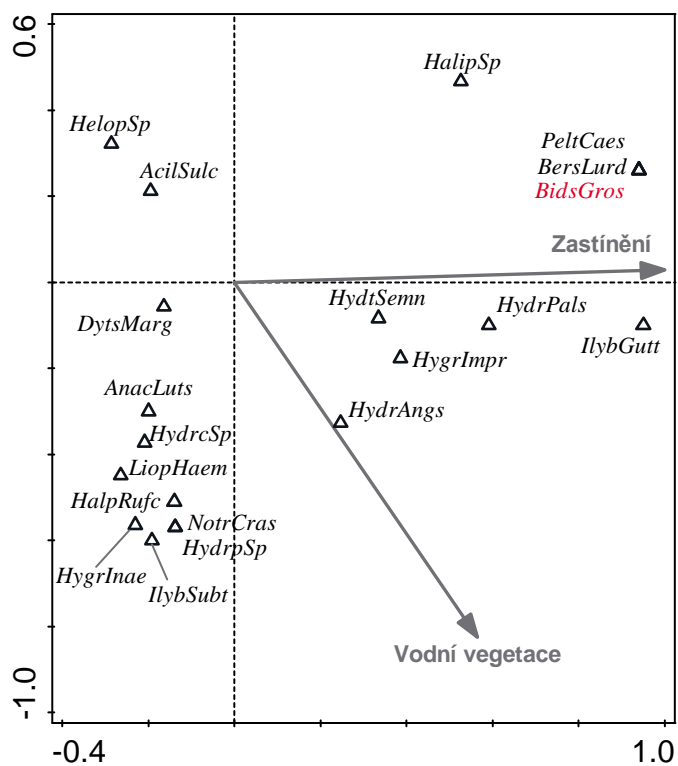
Z odchycených druhů, pokud vyloučíme brouky určené pouze do rodu, jich celkem 34 patří mezi eurytopní druhy, 14 mezi adaptabilní druhy a 2 (*Hydrophilus atterimus* a *Bidessus grossepunctatus*) mezi reliktní druhy. Na Grafu 9 vidíme, že po zásahu docházelo k nárůstu počtu zejména eurytopních druhů, případně adaptabilních druhů. Naopak dva reliktní druhy z lokalit v průběhu monitoringu vymizely.



Graf 9: Vývoj počtu druhů ve třech kategoriích ekologické valence na obou lokalitách v letech 2016–2019. E = eurytopní druhy, A = adaptabilní druhy, R = reliktní druhy. Kategorie byly učeny dle Boukal et al. (2007).

5.6 Závislost výskytu druhů na environmentálních proměnných

Dvojice environmentálních proměnných, která měla největší vysvětlenou variabilitu, bylo množství vodní vegetace a míra zastínění tůně, jinými slovy míra sukcese tůně a jejího okolí (Graf 10). Vliv šířky litorálu se v CCA ukázal jako nevýznamný ($p > 0.05$). Podle mých výsledků obecně starší stádia sukcese stanoviště preferují druhy *Hydroporus angustatus*, *Hygrotus impressopunctatus*, *Ilybius guttiger*, *Hydroporus palustris* a *Hydaticus seminiger*. Druhy *Acilius sulcatus* a *Helophorus* sp. naopak preferují otevřená stanoviště bez vodní i okolní vegetace. Druhy *Peltodytes caesus*, *Berosus luridus*, *Bidessus grossepunctatus* a *Haliplus* sp. vyhledávají tůně zastíněné terestrickou vegetací, ale bez vodní vegetace, všechny tyto druhy byly přítomné pouze na lokalitě Jíloviště v roce 2016. Naopak tůně nezastíněné terestrickou vegetací, ale s bohatou vodní vegetací, dle mých zjištění vyhledávají druhy *Liopterus haemorrhoidalis*, *Hydroporus* sp., *Hygrotus inaequalis*, *Ilybius* cf. *subtilis*, *Noterus crassicornis*, *Hydrochus* sp., *Anacaena lutescens* a *Haliplus ruficollis*.



Graf 10: Závislost výskytu druhů na přítomnosti vodní vegetace a zastínění okolními rostlinami. Celková vysvětlená variabilita je 4,8 %, pro zastínění $F = 2,9$ a $p = 0,0001$, pro vodní vegetaci $F = 2,1$ a $p = 0,002$. Zobrazeno je 20 nejlépe fitujících druhů, červeně jsou vyznačeny druhy uvedené v Červeném seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017).

6 DISKUZE

6.1 Porovnání zvolených metod

Kombinace odchyty do vrší a do cedníku se pro monitoring vodních brouků osvědčila. Vzhledem k tomu, že pomocí každé z metod bylo zachyceno poměrně velké množství unikátních druhů, by zvolení pouze jedné z těchto metod vedlo k podhodnocení značné části druhového spektra. Klečkoví (2008), který oproti mně navíc použil ještě krabicovou a světelnou past, se podařilo zachytit 90 druhů vodních brouků, efektivita jeho monitoringu oproti mému však mohla být kromě většího počtu použitých odchyťových metod způsobená větší intenzitou a délkou trvání monitoringu, zvolenou lokalitou nebo zahrnutím larev do monitoringu.

Během monitoringu se potvrdilo, že metoda odchyty do vrší je efektivní pro zachytávání velkých a/nebo velmi mobilních druhů (Becerra Jurado et al., 2008; Klečka & Boukal, 2011), tj. v mém případě velkým druhům čeledi Dytiscidae, případně Hydrophilidae. Tyto druhy byly do vrší zachytávány ve velkých počtech a data z této metody tak mohla být použita pro zjištění vývoje abundance vybraných druhů. Ačkoliv na základě této metody můžeme vyhodnotit, jak se na lokalitě měnila abundance konkrétního druhu, nemůžeme jí spolehlivě použít pro porovnání abundance několika různých druhů na lokalitě. Kromě toho, že je metoda selektivní, co se týče pohyblivosti druhů (pohyblivé druhy zachytí spíše než málo pohyblivé), je selektivní také na základě potenciální různé atraktivity návnady pro jednotlivé druhy (Boukal et al., 2007).

Odchyt do cedníku se v souladu s předchozími pracemi (Hilsenhoff, 1991; Klečka & Boukal, 2011) ukázal jako účinná metoda odchyty pro malé a/nebo málo mobilní druhy. Druhy menší než *Hydrobius fuscipes* (9 mm) byly dokonce zachytávány pouze touto metodou.

Čtyři druhy byly v rámci monitoringu efektivně zachytávány pomocí obou metod. U druhů *Agabus bipustulatus* a *Ilybius ater* byl celkově zachycen pouze malý počet jedinců a na to, jaká metoda se pro ně ukázala jako efektivní, tak mohla mít velký vliv náhoda. Druhy *Hydrobius fuscipes* a *Hydrochara caraboides* jsou druhy z čeledi Hydrophilidae, která je obecně méně mobilní, tyto druhy je proto kromě do vrší možné zachytit i do cedníku. U druhu *Hydrobius fuscipes* byli 4 jedinci zachyceni do vrší a 21 jedinců do cedníku. Domnívám se, že tento druh je dostatečně malý na to, aby se mu ve většině případů podařilo prolézt síťovinou vrší, pouze někdy se mu to nepodaří včas a v takovém případě je vrší zachycen. Druh *Hydrochara caraboides* byl v prvním roce monitoringu zachytáván téměř výhradně do vrší, v letech 2017–2019 naopak téměř výhradně do cedníku. Možné vysvětlení je, že v hustě zarostlém prostředí (lokality v roce 2016) je pro odchyt velkých druhů efektivnější metodou odchyt do vrše, protože je obtížné rychle máchat cedníkem ve vodě (Becerra Jurado et al., 2008).

6.2 Faunistické údaje

V rámci monitoringu se mi podařilo nalézt 54 druhů vodních brouků, což představuje přibližně 13 % celkové diverzity vodních brouků ČR (Boukal et al., 2007). Na tak malé studované území, sestávající pouze ze tří menších tůní, je to překvapivě vysoký počet. Spolu s druhy zachycenými při monitoringu Čížka (1999), Klečky (2008), Koláře et al. (2016) a Koláře et al. (2018a) je tak

nyní z EVL Vrbenské rybníky a z blízké PP Vrbenská tůň dohromady známo 120 druhů vodních brouků.

Za velkým celkovým počtem jedinců v Řezanové tůni oproti Jílovišti stojí fakt, že v Řezanové tůni se v průběhu celého monitoringu vyskytovalo mnoho velkých druhů čeledi Dytiscidae (např. rody *Acilius*, *Colymbetes*, *Dytiscus*, *Graphoderus*, *Hydaticus*), které byly ve velkém množství efektivně zachytávány do vrší. Na celkovou nestandardizovanou abundanci mělo také vliv, že v Řezanové tůni bylo používáno 4–6 vrší, zatímco na Jílovišti pouze 2–4 vrše.

Pro obě lokality platí, že pět nejpočetnějších druhů stálo za více než dvěma třetinami celkové abundance. Zbylých 38 druhů v Řezanové tůni a 30 druhů na Jílovišti pak představovalo méně než třetinu celkové abundance. V Řezanové tůni byly početně dominantními druhy velké druhy čeledi Dytiscidae a *Hydrochara caraboides*. Kromě příhodných biotopových podmínek je zjištěná vysoká abundance těchto druhů v porovnání s ostatními druhy pravděpodobně silně ovlivněná tím, že tyto druhy byly efektivně zachytávány do vrší. Na lokalitě Jíloviště byly dominantními druhy tři velké druhy Dytiscidae, malý druh Dytiscidae *Hydroglyphus geminus* a *Helophorus* sp. Podobně jako u Řezanové tůně i zde je pravděpodobně velká zjištěná abundance velkých Dytiscidae způsobena jejich účinným zachytáváním do vrší. Druhy *H. geminus* a *Helophorus* sp. byly naopak zachytávány výhradně do cedníku a mohli tak skutečně dlouhodobě patřit k nejpočetnějším druhům na lokalitě. U *Helophorus* sp. však musíme brát v úvahu fakt, že se ve skutečnosti může jednat o více druhů dohromady, protože tento rod nebyl určen do druhu.

V Řezanové tůni došlo v průběhu monitoringu k nárůstu abundance *Dytiscus marginalis*. Tento druh je biotopově velmi nevyhraněný. Nárůst jeho populace na lokalitě by kromě postupující sukcese mohl souviset i s nárůstem abundance jeho kořisti. Kromě vodních bezobratlých totiž larvy tohoto druhu dokážou ulovit i malé ryby (Kolář & Boukal, 2015) a potenciálně ho tak mohl pozitivně ovlivnit výskyt střevličky východní (*Pseudorasbora parva*), která se na lokalitu dostala v roce 2018. O druzích *Acilius canaliculatus* a *Acilius sulcatus* je známo, že preferují nádrže zarostlé vegetací (Boukal et al., 2007), ale v mém monitoringu se ukázalo, že *Acilius sulcatus* silně preferoval nádrže bez vegetace a *Acilius canaliculatus* neměl vyhraněné nároky na biotop (viz kapitola „Závislost výskytu druhů na environmentálních proměnných“). Hojný výskyt těchto druhů na lokalitě časně po provedení managementu by mohl souviset s dobrou schopností disperze v porovnání s ostatními druhy. Druh *Hydaticus seminiger* je nejčastěji nalézán v nádržích s bohatou vodní vegetací, čemuž odpovídá i jeho vysoká abundance v Řezanové tůni před zásahem a pokles v abundanci v následujících letech. U druhu *Hydroglyphus geminus* se na lokalitě Jíloviště výrazně zvýšila abundance v posledním roce monitoringu. Tento druh je u nás nalézán zejména v mělkých nádržích bez vegetace (Boukal et al., 2007). Vzhledem k dobré schopnosti disperze tohoto druhu (V. Kolář, osobní sdělení, 5. března 2021) je překvapivé, že se tento druh hojně nevyskytoval na lokalitě už v letech 2017–2018.

Významný byl nález šesti ohrožených druhů na mnou sledovaných lokalitách. Druh *Bidessus grossepunctatus* (VU) se podařilo zachytit pouze jednotlivě v roce 2016 na Jílovišti, ve stejném roce zde byl zjištěn také Kolářem (2017). Tento druh je v ČR vzácný, jeho největší a zároveň

nejbližší populace se nachází na Třeboňsku (AOPK ČR, 2021). Jedná se o druh, který obvykle obývá zachovalé biotopy s výskytem rašeliníku, což byl i případ Jíloviště před managementem. Populace tohoto druhu zde musela existovat už dlouho, protože tento druh má zakrnělé létací svaly (Hagenlund, 1984) a jeho recentní migrace na lokalitu je tak nepravděpodobná. Vymizení tohoto druhu na lokalitě může souviset s vymizením rašeliníku na Jílovišti po provedení managementu. Poblíž Jíloviště se však nachází menší mělký mokřad s porostem mechu, kde nebyl monitoring prováděn a je tedy možné, že zde tento druh stále přežívá. V budoucnu by bylo dobré tuto hypotézu ověřit zejména s ohledem na plánování dalšího managementu na lokalitě. Druh *Hydrophilus atterimus* (VU) byl zaznamenán v Řezanové tůni v letech 2016–2018, ale už ne v posledním roce monitoringu. Je překvapivé, že zde tento druh nebyl zachycen i v posledním roce monitoringu, protože tento druh preferuje tůně s bohatou vegetací. Druh je schopný letu a byl v minulosti zaznamenán na okolních rybnících (Kolář et al., 2018a). V Řezanové tůni se také nachází početná populace okružákovitých (Planorbidae, vlastní pozorování), kterými se živí larvy, lokalita by tak pro druh měla být atraktivní. To, že zde nebyl tento druh zaznamenán v roce 2019, by tedy mohlo být způsobeno fluktuací populace, pravděpodobnější ale je, že se mi ho pouze nepodařilo odchytnout. Druhy *Hydaticus continentalis* (NT) a *Berosus frontifoveatus* (NT) byly zachyceny pouze jednotlivě v roce 2016, *H. continentalis* v Řezanové tůni a *B. frontifoveatus* na Jílovišti. Oba druhy preferují tůně s vegetací (Boukal et al., 2007), management tak potenciálně mohl jejich populaci ohrozit. Vzhledem k jednotlivým nálezům je však možné, že se před zásahem na lokalitě stabilní populace nenacházela a jednalo se pouze o zálety. Současná podoba tůní, zejména Řezanové tůně, by těmto druhům měla vyhovovat a je možné, že lokalitu znovu kolonizují. Druhy *Graptodytes granularis* (NT) a *Ilybius* cf. *subtilis* (NT) kolonizovaly Řezanovou tůň až v posledním roce monitoringu. Výskyt těchto druhů může souviset s opětovným rozvojem husté vegetace (Boukal et al., 2007).

Při monitoringu se mi podařilo nalézt šest nových druhů pro EVL Vrbenské rybníky, které zde nebyly nalezeny v rámci předchozích monitoringů (Čížek, 1999; Klečka, 2008; Kolář et al., 2016) a nejsou ani zaneseny v Nálezoové databázi ochrany přírody (AOPK ČR, 2021). Druhy *Dryops* cf. *luridus* a *Dytiscus circumflexus* jsou druhy typické pro otevřená stanoviště bez vegetace (Boukal et al., 2007). Tomu odpovídá i jejich výskyt v průběhu monitoringu, kdy se oba druhy začaly na lokalitách vyskytovat až po provedení managementu. Vzhledem k jejich preferencím pro otevřená stanoviště není ani překvapivé, že nebyly nalezeny v rámci předchozích monitoringů, které se soustředily hlavně na bažinnou olšinu u rybníka Černiš. Druhy *Peltodytes caesus* a *Berosus luridus* naopak preferují nádrže s bohatou litorální vegetací (Boukal et al., 2007), čemuž odpovídá i jejich výskyt na Jílovišti v roce 2016. Druh *Enochrus bicolor* rovněž dává přednost zarostlým lokalitám (Boukal et al., 2007), ale zřejmě mu postačuje množství vegetace, které bylo přítomné v Řezanové tůni v roce 2018. Druh *Enochrus melanocephalus* nemá vyhraněné nároky co se týče množství vegetace (Boukal et al., 2007) a jeho výskyt v Řezanové tůni v roce 2018 tak není překvapivý. Narozdíl od *Dryops* cf. *luridus* a *Dytiscus circumflexus* nejsou poslední čtyři jmenované druhy vázané na biotopy v rané fázi sukcese, přesto je možné, že se na lokalitách zkoumaných předchozími mapovateli nevyskytují. Jejich nezachycení v rámci předchozích monitoringů by mohlo být dáno např. také malou

populační hustotou, čemuž odpovídá i fakt, že se mi při mém monitoringu podařilo zachytit pouze několik málo jedinců těchto druhů.

6.3 Nejpočetnější druhy a poměr pohlaví

U druhů *Dytiscus marginalis* a *Acilius canaliculatus* jsem zaznamenala signifikantní rozdíly v zastoupení pohlaví – v obou případech celkově výrazně převažovali samci. Možným vysvětlením by bylo, že odchyt do vrší, pomocí kterého byla zachycena velká většina jedinců, efektivněji zachytává samce než samice, což by mohlo být způsobeno celkovou větší aktivitou samců nebo pokud by návnada byla pro samce atraktivnější než pro samice. Pokud by ale tomu tak bylo, poměr pohlaví by byl vychýlen ve prospěch samců po celou dobu monitoringu a ne jen v určitém období, jak tomu bylo zde.

Fluktuace v poměru samců a samic by mohla být způsobena odlišnou reakcí obou pohlaví na environmentální podmínky (např. teplota, množství vody), které se mohou lišit v jednotlivých letech. Klečka (2008) například zdokumentoval, že dynamika společenstva vodních brouků je spjatá s výškou hladiny vody. Různé druhy pak měly ve stejných letech různou sezónní dynamiku a u stejného druhu se dynamika lišila v různých letech. Obdobně by mohlo být možné, že samci a samice téhož druhu např. odlišně reagují na pokles v hladině vody.

6.4 Vývoj počtu druhů a abundance

Vývoj počtu druhů byl na obou lokalitách podobný. Ihned po zásahu došlo k poklesu počtu druhů, ale v každém dalším roce pak došlo k nárůstu. V posledním roce monitoringu byl na obou lokalitách větší počet druhů než před zásahem (pouze na lokalitě Řezanová tůň však byl tento rozdíl signifikantní). Tůň v mírně pokročilém stádiu sukcese (2019) tak hostily více druhů, než tůň ve velmi raném (2017) nebo naopak velmi pokročilém (2016) stádiu sukcese. Tento vývoj je tak v souladu s předchozími pracemi (Nilsson, 1984; Pakulnicka & Zawal, 2018), které uvádí, že s postupující sukcesí roste počet druhů vodních brouků pouze ze začátku a v určité fázi vývoje začne naopak klesat. Tento fenomén pravděpodobně souvisí s diverzitou vodní vegetace, která sleduje podobný vývoj (Sø et al., 2019), přímo diverzitu vodních makrofyt jsem ale v mé práci nesledovala. Kromě potenciálně nízké diverzity vegetace v tůni mělo pravděpodobně na počet druhů před obnovou negativní efekt také zastínění suchozemskými rostlinami (Lundkvist et al., 2001).

Ačkoliv obě lokality hostily před obnovou podobné množství druhů, v Řezanové tůni byl po obnově nárůst v počtu druhů mnohem rychlejší a v posledním roce monitoringu zde bylo zjištěno výrazně více druhů než na Jílovišti. Ačkoliv provedený management byl na obou lokalitách podobný, v Řezanové tůni zůstaly i přes důkladnou disturbanci zachované části vodní vegetace, např. vzplývavého řezanu pilolistého (*Stratiotes aloides*). Substrát na této lokalitě je také více hlinitý a pro rekolonizaci rostlinami příhodnější, než jílovitý podklad na Jílovišti. Z těchto důvodů sukcese probíhala v Řezanové tůni rychleji než na Jílovišti. To zde také pravděpodobně urychlilo kolonizaci tůně vodními brouky a nárůst v počtu druhů zde byl díky tomu rychlejší.

Při sledování vývoje v počtu druhů zvláště v tůních Hrobka a Cedule se ukázalo, že zatímco v tůni Cedule počet druhů nejdříve narůstal a pak se ustálil, v tůni Hrobka došlo z roku 2017 na rok 2018 k prudkému poklesu. V letech 2017–2018 došlo k vyhlížení tůně Hrobka z původních břehů, což vedlo na čas ke snížení množství vodní vegetace. S tím mohl souviset i pokles počtu druhů v tůni.

Abundance na lokalitě v daném roce je výrazně ovlivněná výskytem konkrétních druhů a jejich vztahem k aktuálním podmínkám na lokalitě. Oproti sledování počtu druhů je také přesnost měření abundance mnohem více závislá na množství provedených odběrů. V roce 2017 byla například v tůni Hrobka zaznamenána enormní abundance 26 jedinců na 20 minut cedníkování, tento výkyv byl však způsobený tím, že při jediném odchytu do cedníku na lokalitě v tomto roce zde došlo k velkému namnožení pionýrského druhu *Helophorus* sp. Úspěšnost obnovy je proto spolehlivější posuzovat podle vývoje počtu druhů než podle abundance.

6.5 Vývoj druhového složení v průběhu let

Některé druhy vykazují silné preference k jedné ze studovaných lokalit. Velké dravé druhy Dytiscidae jsou asociované s Řezanovou tůní. Tyto druhy se živí vodními bezobratlými (příp. i malými obratlovci), jejichž množství může být pozitivně ovlivněno množstvím vegetace (Cazzanelli et al., 2008), které bylo v průběhu monitoringu celkově větší v Řezanové v tůni než na Jílovišti. Řezanová tůň byla rovněž atraktivní pro velkého vodomila *Hydrophilus atterimus* (viz kapitola „Faunistické údaje“). Čtyři druhy (*B. grossepunctatus*, *B. frontifoveatus*, *B. luridus* a *P. caesus*) byly nalezeny pouze na Jílovišti v roce 2016. O všech těchto druzích je známo, že preferují silně zarostlé nádrže (Boukal et al., 2007). Druhy *H. geminus* a *Helophorus* sp. naopak preferovaly tůně na Jílovišti v roce po provedení managementu, což rovněž odpovídá jejich známým ekologickým nárokům (Boukal et al., 2007). Blíže neurčený rod *Helophorus* v sobě může skrývat několik různých druhů, v ČR zahrnuje tento rod celkem 28 druhů, z nichž několik vyhledává nádrže bez vegetace (Boukal et al., 2007).

V průběhu monitoringu se zvýšil počet eurytopních a mírně také adaptabilních druhů, zatímco dva reliktní druhy z lokalit vymizely. Vzhledem k definici těchto kategorií to není překvapivé – zatímco reliktní druhy jsou striktně vázané na konkrétní typ zachovalého biotopu a mají problém adaptovat se na nově vzniklé podmínky na lokalitě po zásahu, eurytopní druhy jsou biotopově nevyhraněné. Jednak tedy stávající druhy zvládnou změnu podmínek na lokalitě, jednak lokalitu po zásahu další eurytopní druhy snáze kolonizují.

6.6 Závislost výskytu druhů na environmentálních proměnných

Stejně jako v mnoha studiích se i v mé práci ukázalo, že množství vegetace v tůni (Briggs et al., 2019; Nilsson et al., 1984) a jejím okolí (Gee et al., 1997; Lundkvist et al., 2001) jsou významné faktory ovlivňující výskyt vodních brouků. Konkrétní druhy mohou mít různý vztah ke dvěma složkám sukcese, tj. zarůstání tůně vodními makrofyty a okolí tůně terestrickou vegetací. Rozdílné preference jednotlivých druhů k zastíněnosti a množství vodní vegetace poukazují na potřebu vytvářet mozaiku biotopů. Tyto rozdílné nároky jednotlivých druhů by tak měly být brány v potaz při navrhování dalšího managementu na sledované lokalitě.

Má práce se ale týkala pouze dvou až tří lokalit, které byly obnovovány ve stejném roce. Pro pečlivější vyšetření míry vlivu těchto proměnných na vodní brouky by bylo ideální realizovat podobný monitoring na větším počtu nádrží, které by byly obnovené v různých letech, aby se omezil vliv počasí v konkrétních letech.

7 ZÁVĚR

Během čtyřletého monitoringu se mi na studovaných lokalitách podařilo zjistit velkou diverzitu vodních brouků a doplnit tak dosavadní znalosti o této skupině v rezervaci. Management provedený na lokalitách na začátku roku 2017, který spočíval v mýcení náletových dřevin v okolí tůní, povrchové disturbanci okolního terénu a prohloubení tůní se zachováním pozvolných břehů, měl pozitivní vliv na diverzitu vodních brouků, protože na obou lokalitách došlo do tří let od zásahu k navýšení počtu druhů. V průběhu monitoringu zde sice vymizely dva reliktní druhy *Bidessus grossepunctatus* a *Hydrophilus atterimus*, pro jejich populace v EVL to ale pravděpodobně nebylo fatální.

Management na lokalitách však nebyl cílen pouze na vodní brouky. Například hloubka tůní při managementu byla volena i s ohledem na obojživelníky, kteří preferují hlubší nádrže, než brouci (Tropek & Řehounek, 2011). Monitoring obojživelníků ukázal, že zde po zásahu došlo ke zvýšení jejich abundance (Dobiášová, 2019). Další sledovanou skupinou byly vážky (Nuc, 2019), kde v průběhu monitoringu došlo ke zvýšení počtu druhů, relativní abundance a DBI (*dragonfly biotic index*, ukazuje zastoupení vyhraněných a ohrožených druhů). Zásah tak pozitivně ovlivnil nejen vodní brouky, ale i další sledované skupiny.

Sukcese tůně a jejího okolí má signifikantní vliv na společenstvo vodních brouků, šířka litorálu nikoliv. Z monitoringu vyplývá, že ačkoliv tůně v mírně pokročilé fázi sukcese (2019) hostí nejvíce druhů vodních brouků, jednotlivé druhy mohou být vázané i na celkově velmi pokročilá stadia sukcese (např. *Bidessus grossepunctatus*) nebo naopak na rané fáze sukcese (např. *Helophorus* sp.) a mohou mít odlišné preference ke dvěma složkám sukcese – zastínění terestrickou vegetací a množství vodních makrofyt. S ohledem na tato zjištění, i na zkušenosti z předchozích studií (Čížek et al., 2013; Warren et al., 2007), se proto jeví jako nejlepší řešení pro zvýšení diverzity (nejen) vodních brouků na sledovaném území vytvořit mozaiku tůní v různých fázích sukcese, s ohledem na vodní i okolní terestrickou vegetaci.

V okolí sledovaných lokalit se přirozeně nachází mnoho tůní různých velikostí (Obr. 10). Vzhledem k tomu, že až na vzácné výjimky jsou všechny silně zastíněné, někdy až 5 m vysokými dřevinami, by bylo vhodné i některé tyto tůně podrobit podobnému managementu, který byl proveden v Řezanové tůni a na Jílovišti. Zatímco ve většině nově obnovovaných tůní bych doporučila provést disturbanci tůně i jejího okolí, u některých by mohla být provedena pouze disturbance uvnitř tůně nebo naopak pouze jejího okolí, aby došlo k podpoření druhů preferujících pouze jednu ze dvou složek sukcese. Vzhledem k omezeným finančním prostředkům by však byla uspokojivá jakákoliv menší snaha o potlačení sukcese na tankodromu, která postihuje nejen vodní biotopy. Naopak bych výrazně nedoporučovala obnovovat mělký, ale téměř nezastíněný mokřad zarostlý mechem v severovýchodní části lokality Jíloviště. Tento typ biotopu je na studovaném území jedinečný a odpovídá vhodnému biotopu reliktního druhu *Bidessus grossepunctatus*.

V neposlední řadě by zajisté celé PR a EVL Vrbenské rybníky pomohlo omezení intenzivního chovu kapra, který probíhá v některých rybnících. Rybníky jsou významným sekundárním biotopem pro vodní brouky a jiné vodní organismy, intenzivní chov ryb a s ním spojená

eutrofizace však snižuje jejich biologickou hodnotu. Kromě vodních brouků tento způsob hospodaření ohrožuje i například obojživelníky (Kloskowski, 2010) nebo vodní makrofyta (Weber & Brown, 2009), kteří patří mezi hlavní předměty ochrany EVL. Bylo by tedy vhodné v EVL snížit obsádku ryb, namísto monokultury kapra podpořit i výskyt dravých druhů ryb a rybníky nepřihnojovat hnojem (Obr. 11).

8 POUŽITÁ LITERATURA

- Agentura ochrany přírody a krajiny ČR (2021). Nálezová databáze ochrany přírody. Retrieved 22.02.2021 from [<https://portal.nature.cz/nd/find.php>].
- Aiken, R., & Khan, A. (2011). The adhesive strength of the palps of males of a boreal water beetle, *Dytiscus alaskanus* J. Balfour Browne (Coleoptera: Dytiscidae). *Canadian Journal of Zoology*, 70(7), 1321–1324.
- Ali, M. M., Mageed, A. A., & Heikal, M. (2007). Importance of aquatic macrophyte for invertebrate diversity in large subtropical reservoir. *Limnologica*, 37(2), 155–169.
- Ambrožič, Š., Gaberšček, A., Vrezec, A., & Germ, M. (2018). Hydrophyte community structure affects the presence and abundance of the water beetle family Dytiscidae in water bodies along the Drava River. *Ecological Engineering*, 120, 397–404.
- Armáda ČR (2021). Informace o vojenských újezdech. Retrieved 21.03.2021 from [<https://www.acr.army.cz/scripts/detail.php?id=215>].
- Arnott, S. E., & Jackson, A. B. (2006). Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 811–824.
- Ashton, M. J., Morgan, R. P., & Stranko, S. (2014). Relations between macroinvertebrates, nutrients, and water quality criteria in wadeable streams of Maryland, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(2), 1167–1182.
- Aycrigg, J. L., Belote, R. T., Dietz, M. S., Aplet, G. H., & Fischer, R. A. (2015). Bombing for Biodiversity in the United States: Response to Zentelis & Lindenmayer 2015. *Conservation Letters*, 8(4), 306–307.
- Baker, J. P., & Christensen, S. W. (1991). *Effects of Acidification on Biological Communities in Aquatic Ecosystems. Acidic Deposition and Aquatic Ecosystems*. 83–106. Springer-Verlag, New York 1991, 83–106. ISBN 978-1-4613-9040-4.
- Balfour-Browne, F. (1940). *British water beetles*. Vol. 1. Ray society, London 1940.
- Balke, M., & Hendrich, L. (1987). Trapped! *Newsletter of the Balfour-Browne Club*, 39, 9–10.
- Barker, T., Hatton, K., O'connor, M., Connor, L., & Moss, B. (2008). Effects of nitrate load on submerged plant biomass and species richness: results of a mesocosm experiment. *Fundamental and Applied Limnology*, 173(2), 89–100.
- Becerra Jurado, G. (2008). Evaluation of sampling methods for macroinvertebrate biodiversity estimation in heavily vegetated ponds. *Hydrobiologia*, 597, 97–107.

- Bendell, B. E., & McNicol, D. K. (1987). Fish predation, lake acidity and the composition of aquatic insect assemblages. *Hydrobiologia*, 150(3), 193–202.
- Bilton, D. T., Hayward, J. W. G., Rocha, J., & Foster, G. N. (2016). Sexual dimorphism and sexual conflict in the diving beetle *Agabus uliginosus* (L.) (Coleoptera: Dytiscidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 119, 1089–1095.
- Bloechl, A., Koenemann, S., Philippi, B., & Melber, A. (2010). Abundance, diversity and succession of aquatic Coleoptera and Heteroptera in a cluster of artificial ponds in the North German Lowlands. *Limnologica*, 40, 215–225.
- Bornette, G. & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, 73(1), 1–14.
- Boukal, D. S., Boukal, M., Fikáček, M., Hájek, J., Klečka, J., Skalický, S., Šťastný, J., & Trávníček, D. (2007). Katalog vodních brouků České republiky (Coleoptera: Sphaeriidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Helophoridae, Georissidae, Hydrochidae, Spercheidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limnichidae, Heteroceridae, Psephenidae). *Klapalekiana*, 43 (Suppl.1), 1–289.
- Boukal, M. (2017). *Brouci čeledi Haliplidae (plavčíkovití) střední Evropy & Brouci čeledi Byrrhidae (vyklenulcovití) střední Evropy*. Akademia 2017. ISBN 987-80-200-2659-0.
- Briggs, A., Pryke, J. S., Samways, M. J., & Conlong, D. E. (2019). Macrophytes promote aquatic insect conservation in artificial ponds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(8), 1190–1201.
- Burghelea, C. I., Zaharescu, D.G., Hoodac, P.S., & Palanca-Solera, A. (2011). Predatory aquatic beetles, suitable trace elements bioindicators. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(5), 1308–1315.
- Cazzanelli, M., Warming, T. P., & Christoffersen, K. S. (2008). Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. *Hydrobiologia*, 605(1), 113–122.
- Cempírek, J. (1981). Lokalita listonoha letního v Českých Budějovicích. *Živa*, 04/1981, 142.
- Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M., & Williams, P. J. (1995). Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation*, 74(2), 125–133.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* (New York, N.Y.), 199(4335), 1302–1310.
- Crowson, R. A. (1981). *The Biology of Coleoptera*. Academic Press 1981. ISBN 9780121960506.

- Česká společnost ornitologická (2009). Českobudějovické rybníky, významné ptačí území roku 2009 – navržená ptačí oblast soustavy Natura 2000. Agentura ochrany přírody a krajiny, Brno 2009.
- Čížek, L. (1999). Brouci (Coleoptera) jihočeských mokřadů Černiš a Červené Blato sbírání pomocí pastí “window trap“. *Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích – Přírodní Vědy*, 39, 63–73.
- Čížek, O., Vrba, P., Beneš, J., Hrázský, Z., Koptík, J., Kučera, T., Marhoul, P., Zámečník, J., & Konvička, M. (2013). Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. *PLoS ONE*, 8(1), e53124.
- Dallas, H. (2009). *The effect of water temperature on aquatic organisms: A review of knowledge and methods for assessing biotic responses to temperature*. Water research comission 2009. ISBN 978-1-77005-731-9.
- Dettner, K. (1985). Ecological and phylogenetic significance of defensive compounds from pygidial glands of Hydradephaga (Coleoptera). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 137, 156–171.
- Dobiášová, A. (2019). Sledování změn početnosti obojživelníků v závislosti na změnách biotopu [Maturita Thesis]. Gymnázium, České Budějovice, Jírovцова 8. České Budějovice, 13. 2. 2019.
- Ellwanger, G., & Reiter, K. (2019). Nature conservation on decommissioned military training areas – German approaches and experiences. *Journal for Nature Conservation*, 49, 1–8.
- Epele, L.B., & Miserendino, M.L. (2015). Environmental Quality and Aquatic Invertebrate Metrics Relationships at Patagonian Wetlands Subjected to Livestock Grazing Pressures. *PLoS One*, 10(10), e0137873.
- Fairchild, G. W., Cruz, J., Faulds, A. M., Short, A. E. Z., & Matta, J. F. (2003). Microhabitat and landscape influences on aquatic beetle assemblages in a cluster of temporary and permanent ponds. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(2), 224–240.
- Fairchild, G. W., Faulds, A. M., & Matta, J. F. (2000). Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshwater Biology*, 44(3), 523–524.
- Fernández-Aláez, M., García-Criado, F., García-Girón, J., Santiago, F., & Fernández-Aláez, C. (2020). Environmental heterogeneity drives macrophyte beta diversity patterns in permanent and temporary ponds in an agricultural landscape. *Aquatic Sciences*, 82(2), 20.
- Fischer, D., Fischerová, J., & Jeřábková, L. (2018). Obojživelníci a plazi CHKO Brdy, zjištěné negativní faktory a návrhy managementu. *Bohemia centralis*, 34, 279–343.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Gomez-Mestre, I., & Serrano, L. (2012). Sampling macroinvertebrates in a temporary pond: comparing the suitability of two techniques to detect richness, spatial segregation and diel activity. *Hydrobiologia*, 689, 121–130.

- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2021). Czech Republic – National Sector Overview. Retrieved 21.03.2021 from [http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_czechrepublic/en].
- Foster, G. N., & Bilton, D. T. (2014). The conservation of predaceous diving beetles: Knowns, unknowns and anecdotes. In *Ecology, Systematics, and the Natural History of Predaceous Diving Beetles (Coleoptera: Dytiscidae)*, pp. 437–462. Dordrecht: Springer Netherlands 2014.
- Gazenbeek, A. (2005). *LIFE Focus / LIFE, Natura 2000 and the military*. European Communities 2005. ISBN 92-894-9213-9.
- Gee, J. H. R., Smith, B. D., Lee, K. M., & Griffiths, S. W. (1997). The ecological basis of freshwater pond management for biodiversity. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 7(2), 91–104.
- Grime, J. P. (1973). Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature*, 242(5396), 344–347.
- Hagenlund, G. (1984). *Bidessus grossepunctatus* Vorbinger (Col., Dytiscidae) new to Norway. *Fauna Norwegica (B)*, 31, 103–104.
- Hájek, J. (2009). Icones insectorum europae centralis: Coleoptera: Dytiscidae. *Folia Heyrovskyana (B)*, 11, 1–32.
- Han, C. S., & Jablonski, P. G. (2009). Female genitalia concealment promotes intimate male courtship in a water strider. *PLoS One*, 4(6), e5793.
- Hejda, R., Farkač, J., & Chobot, K. (2017). *Červený seznam ohrožených druhů České republiky – bezobratlí*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha 2017. ISBN 978-80-88076-53-7.
- Herbst, D. B. (2001). Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a templet for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia*, 466, 209–219.
- Hilsenhoff, W. L. (1987). Effectiveness of bottle traps for collecting Dytiscidae (Coleoptera). *The Coleopterists Bulletin*, 41(4), 377–380.
- Hilsenhoff, W. L. (1991). Comparison of bottle traps with a D-frame net for collecting adults and larvae of Dytiscidae and Hydrophilidae (Coleoptera). *Coleopterists Bulletin*, 45(2), 143–146.
- Holomuzki, J. R. (1985a). Diel Movement of Adult *Agabus disintegratus* Crotch (Coleoptera: Dytiscidae). *The Coleopterists Bulletin*, 39(2), 158–160.
- Holomuzki, J. R. (1985b). Life History Aspects of the Predaceous Diving Beetle, *Dytiscus dauricus* (Gebler), in Arizona. *The Southwestern Naturalist*, 30(4), 485–490.

- International Union for Conservation of Nature (1996). *Tanks and Thyme: Biodiversity in former in former soviet military areas in central Europe*. Gland & Cambridge 1996. ISBN 2-8317-0337-9.
- Jäch, M. A., & Balke, K. (2008). Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 419–442.
- Jäch, M. A., & Ji, L. (1998). Annotated check list of aquatic and riparian/littoral beetle families of the world (Coleoptera). *Water Beetles of China*, Vol. 2, 25–42.
- Jentsch, A., Friedrich, S., Steinlein, T., Beyschlag, W., & Nezdal, W. (2009). Assessing Conservation Action for Substitution of Missing Dynamics on Former Military Training Areas in Central Europe. *Restoration Ecology*, 17(1), 107–116.
- Jeřábková, L., & Boukal, D. (2011). Živolovné pasti – účinná metoda průzkumu čolků a vodních brouků. *Ochrana přírody*, 2011/5, 23–25.
- Karaouzas, I., Andriopoulou, A., Gritzalis K. (2014). Contribution to knowledge of the distribution of the rare great silver water beetle *Hydrophilus piceus* (LINNAEUS, 1758) (Coleoptera, Hydrophilidae) in Greece. *Polish Journal of Entomology*, 83, 99–107.
- Karlsson Green, K., Kovalev, A., Svensson, E. I., & Gorb, S. N. (2013). Male clasping ability, female polymorphism and sexual conflict: fine-scale elytral morphology as a sexually antagonistic adaptation in female diving beetles. *Journal of the Royal Society Interface*, 10(86), 20130409.
- King, R. S., & Richardson, C. J. (2007). Subsidy–stress response of macroinvertebrate community biomass to a phosphorus gradient in an oligotrophic wetland ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 491–508.
- Klečka, J. (2008). *The structure and dynamics of a water beetle community in a semipermanent wetland (Vrbenské rybníky Nature Reserve, South Bohemia)*. [BSc Thesis]. Přírodovědecká fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. České Budějovice, 28. 4. 2008.
- Klečka, J., & Boukal, D. S. (2011). Lazy ecologist's guide to water beetle diversity: Which sampling methods are the best? *Ecological Indicators*, 11(2), 500–508.
- Kloskowski, J. (2010). Fish farms as amphibian habitats: factors affecting amphibian species richness and community structure at carp ponds in Poland. *Environmental Conservation*, 37(2), 187–194.
- Kloskowski, J. (2011a). Differential effects of age-structured common carp (*Cyprinus carpio*) stocks on pond invertebrate communities: implications for recreational and wildlife use of farm ponds. *Aquaculture International: Journal of the European Aquaculture Society*, 19(6), 1151–1164.

- Kloskowski, J. (2011b). Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundamental and Applied Limnology*, 178(3), 245–255.
- Kolar, C. S., & Rahel, F. J. (1993). Interaction of a biotic factor (predator presence) and an abiotic factor (low oxygen) as an influence on benthic invertebrate communities. *Oecologia*, 95(2), 210–219.
- Kolář, V. (2017): Výskyt potápníka *Bidessus grossepunctatus* (Vorbringer, 1907) v jižních Čechách. *Elateridarium*, 11, 114–116.
- Kolář, V., & Boukal, D. (2015). Potápníci – nenápadní predátoři našich vod. *Živa*, 06/2015, 300–303.
- Kolář, V., Hadačová, V., Franta, P., & Hesoun, P. (2018a). Vodní brouci a plošnice vybraných maloplošných zvláště chráněných území jižních Čech II. *Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích – Přírodní vědy*, 58, 79–94.
- Kolář, V., Hesoun, P., Van Nieuwenhuijzen, A., Rozkopal, M., & Boukal, D. S. (2016). Large species of the water beetles and bugs of selected reserve areas in Southern Bohemia. *Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích – Přírodní vědy*, 56, 88–93.
- Kolář, V., Straka, M., Sychra, J., & Boukal, D. S. (2018b). Vodní brouci jako zrcadlo našeho hospodaření s vodou. *Vodní hospodářství*, 2018/6, 6–11.
- Kopáček, J. (ed.) (2006). Vrbenské rybníky. In *Encyklopedie Českých Budějovic*. 2nd ed. Nebe 2006, pp. 621–623. ISBN 80-239-6706-1.
- Křivan, V., Hesoun, P., & Svoboda, A. 2009. *Plán péče o EVL/ZCHÚ Vrbenské rybníky pro období 1.1.2014 – 31.12.2024*. Implementace a péče o území soustavy Natura 2000 v Jihočeském kraji 2009 – 2013. Projekt č. CZ.1.02/6.1.00/08.03027.
- Law, A., Baker, A., Sayer, C., Foster, G., Gunn, I. D. M., Taylor, P., Pattison, Z., Blaikie, J., & Willby, N. J. (2019). The effectiveness of aquatic plants as surrogates for wider biodiversity in standing fresh waters. *Freshwater Biology*, 64(9), 1664–1675.
- Lorenz, A. W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K., & Haase, P. (2012). Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 202–212.
- Lundkvist, E., Landin, J., & Milberg, P. (2001). Diving Beetle (Dytiscidae) Assemblages Along Environmental Gradients in an Agricultural Landscape in Southeastern Sweden. *Wetlands*, 21(1), 48–58.
- Madsen, B. L. (2012). Submersion respiration in small diving beetles (Dytiscidae). *Aquatic insects*, 34(Suppl.1), 57–76.

- Merta, L., Zavadil, V., & Sychra, J. (2016). *Atlas rozšíření velkých lupenonožců České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha 2016. ISBN 978-80-88076-34-6.
- Michaletz, P. H., Doisy, K. E., & Rabeni, Ch. F. (2005). Influences of productivity, vegetation, and fish on macroinvertebrate abundance and size in Midwestern USA impoundments. *Hydrobiologia*, 543(1), 147–157.
- Molino, J. F., & Sabatier, D. (2001). Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Science* (New York, N.Y.), 294(5547), 1702–1704.
- Nařízení vlády č. 132/2005 Sb. *Nařízení vlády, kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit*. Platnost od 15.04.2005.
- Nařízení vlády č. 405/2009 Sb. *Nařízení vlády o vymezení Ptačí oblasti Českobudějovické rybníky*. Platnost od 25.11.2009.
- Nilsson, A. N. (1984). Species Richness and Succession of Aquatic Beetles in Some Kettle-Hole Ponds in Northern Sweden. *Holarctic Ecology*, 7(2), 149–156.
- Nuc, K. (2019). *Inventarizace populace vážek v EVL Vrbenské rybníky*. [Maturita Thesis]. Gymnázium, České Budějovice, Jírovcova 8. České Budějovice, 14. 2. 2019.
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.-B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation*, 104(1), 59–70.
- Ouyang, Z., Qian, S. S., Becker, R., & Chen, J. (2018). The effects of nutrients on stream invertebrates: a regional estimation by generalized propensity score. *Ecological Processes*, 7(1), 21.
- Pakulnicka, J. & Zawal, A. (2018). Community changes in water beetle fauna as evidence of the succession of harmonic lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 191(4), 299–321.
- Potužák, J., Hůda, J., & Pechar, L. (2007). Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds—impact of zooplankton structure. *Aquaculture International*, 15(3–4), 201–210.
- Reif, J., Marhoul, P., Čížek, O., & Konvička, M. (2011). Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. *Biodiversity Conservation*, 20(14), 3645–3662.
- Roxburgh, S. H., Shea, K., & Wilson, B. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85(2), 359–371.
- Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Mellado, A., Velasco, J., & Millán, A. (2005). Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation*, 15(14), 4507–4520.

- Scrine, J., Jochum, M., Ólafsson, J. S., & O'gorman, E. J. (2017). Interactive effects of temperature and habitat complexity on freshwater communities. *Ecology and Evolution*, 7(22), 9333–9346.
- Senthil Kumar, G., Kalaimagal, P., Issaquemadani, J., & Sugumaran, J. (2018). The influence of pH and salinity on the distribution of hydradephagan beetles. *International Journal of Zoology and Applied Biosciences*, 3(1), 9–17.
- Sø, J. S., Sand-Jansen, K., & Baastrup-Spohr, L. (2019). Temporal development of biodiversity of macrophytes in newly established lakes. *Freshwater Biology*, 65(3), 379–389.
- ter Braak, C. J. F., & Smilauer, P. (2012). Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power.
- Thorp, J. H., & Covich, A. P. (1991). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 3rd ed. Academic press 2009. ISBN 9780080889818.
- Trávníček, D. (2016). Vodní brouci Kurovického lomu (Coleoptera: Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Dytiscidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Dryopidae, Limnichidae). *Acta Carpathica Occidentalis*, 7, 67–77.
- Tropek, R., & Řehounek, J. (eds.) (2011). *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice 2011. ISBN 978-80-86668-20-8.
- Tučková, L. (2007). *Studie hodnocení vodních ploch v ptačí rezervaci „Vrbenské rybníky“*. [BSc. Thesis]. Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně. 2007.
- Turić, N., Temunović, M., Vignjević, G., Antunović Dunić, J., & Merdić, E. (2017). A comparison of methods for sampling aquatic insects (Heteroptera and Coleoptera) of different body sizes, in different habitats using different baits. *European Journal of Entomology*, 114, 123–132.
- Vilizzi, L., Thwaites, L. A., Smith, B. B., Nicol, J. M., & Madden, C. P. (2014). Ecological effects of common carp (*Cyprinus carpio*) in a semi-arid floodplain wetland. *Marine and Freshwater Research*, 65(9), 802–817.
- Volkova, P., Dzhafarova, A., Fedorova, D., Gladchenko, M., Karnayeva, A., Pozdnyakov, O., Slobodkina, Y., Tilipman, D., & Petrov, P. (2013). Effect of two types and different quantities of bait on the efficiency of funnel traps for diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae), with special emphasis on *Graphoderus bilineatus* (De Geer, 1774). *Latvijas Entomologs*, 52, 119–129.
- Voska, V. (2017). *Vliv vojenské činnosti na diverzitu a výskyt plazů v CHKO Brdy*. [MSc. Thesis]. Zemědělská fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. 2007.
- Vrba, P., Čížek, O., Marhoul, P., Zámečník, J., Beneš, J., & Konvička, M. (2012). Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny. *Živa*, 05/2012, 251–254.

- Vyhláška č. 395/1992 Sb. Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Platnost od 13.08.1992.
- Warren, S. D., & Büttner, R. (2008). Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation*, 12(6), 671–676.
- Warren, S. D., Holbrook, S. W., Dale, D. A., Whelan, N. L., Elyn, M., Grimm, W., & Jentsch, A. (2007). Biodiversity and the Heterogeneous Disturbance Regime on Military Training Lands. *Restoration Ecology*, 15(4), 606–612.
- Weber, M. J., & Brown, M. L. (2009). Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after “Carp as a Dominant”: Ecological Insights for Fisheries Management. *Reviews in Fisheries Science*, 17(4), 524–537.
- Zavadil, V., Sádlo, J., & Vojar, J. (eds.) (2011). *Biotopy našich obojživelníků a jejich management*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha 2011. ISBN 978-80-87457-18-4.
- Zentelis, R., & Lindenmayer, D. (2015). Bombing for Biodiversity – Enhancing Conservation Values of Military Training Areas. *Conservation Letters*, 8(4), 299–305.

9 SEZNAM ZKRATEK

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

CCA – Canonical Correspondence Analysis

ČR – Česká republika

ČSO – Česká společnost ornitologická

ČÚZK – Český úřad zeměměřický a katastrální

EVL – evropsky významná lokalita

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations

IUCN – International Union for Conservation of Nature

MŽP ČR – Ministerstvo životního prostředí České republiky

PR – Přírodní rezervace

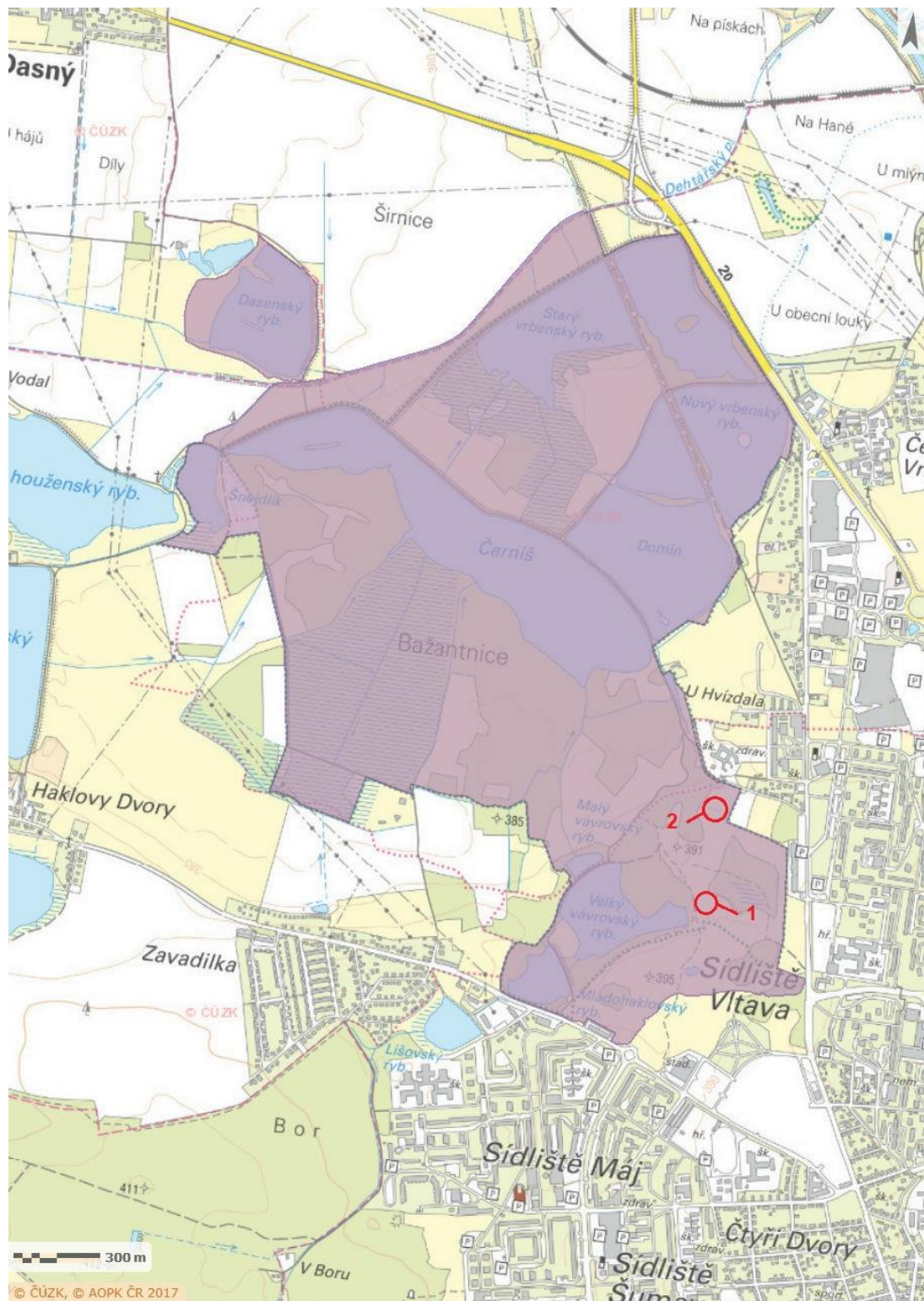
SCI – „Site of Community Importance“, anglický ekvivalent evropsky významné lokality

USA – Spojené státy americké

10 SEZNAM TABULEK A GRAFŮ

Tabulka 1: Latinské a české názvy čeledí vodních brouků ČR s uvedenými celkovými počty druhů (Kolář et al., 2018b) a počty ohrožených druhů (Hejda et al., 2017).....	13
Tabulka 2: Přehled návštěv a použitých odchyťových metod.....	26
Tabulka 3: Seznam odchycených druhů v rámci monitoringu. U každého druhu je uveden počet jedinců zachycených na každé lokalitě a pomocí každé z metod. U druhů je rovněž uvedena efektivní metoda odchyty, stupeň ohrožení podle Červeného seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017) a zkratka druhu použitá při CCA.....	30
Graf 1: Vývoj abundance vybraných druhů v letech 2016–2019 (zleva doprava) na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště.....	33
Graf 2: Vývoj počtu druhů na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště v letech 2016–2019, data zahrnují druhy získané oběma metodami odchyty.....	34
Graf 3: Vývoj počtu druhů v tůních Hrobka a Cedula v letech 2017–2019, data zahrnují druhy získané oběma metodami odchyty.....	35
Graf 4: Vývoj abundance na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště v letech 2016–2019, data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do vrší.....	36
Graf 5: Vývoj abundance na lokalitách Řezanová tůň a Jíloviště v letech 2016–2019, data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do cedníku.....	36
Graf 6: Vývoj abundance v tůních Hrobka a Cedula v letech 2017–2019, data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do vrší.....	37
Graf 7: Vývoj abundance v tůních Hrobka a Cedula v letech 2017–2019, data zahrnují pouze jedince získané pomocí odchyty do cedníku.....	37
Graf 8: Vývoj druhového složení na obou lokalitách v letech 2016–2019.....	38
Graf 9: Vývoj počtu druhů ve třech kategoriích ekologické valence na obou lokalitách v letech 2016–2019.....	39
Graf 10: Závislost výskytu druhů na přítomnosti vodní vegetace a zastínění okolními rostlinami.....	40

11 PŘÍLOHY



Obrázek 1: Mapa EVL Vrbenské rybníky (šedě) s vyznačenými lokalitami 1 – Řezanová tůň a 2 – Jíloviště. Zdroj: ČÚZK & AOPK ČR, 2017.



Obrázek 2: Řezanová tůň v říjnu 2016. Autor: Tereza Maxerová.



Obrázek 3: Řezanová tůň v březnu 2017. Autor: Jiří Řehounek.



Obrázek 4: Řezanová tůň v září 2019. Autor: Tereza Maxerová.



Obrázek 5: Jíloviště v listopadu 2016. Autor: Adéla Dobiášová.



Obrázek 6: Jíloviště v březnu 2017. Autor: Jiří Řehounek.



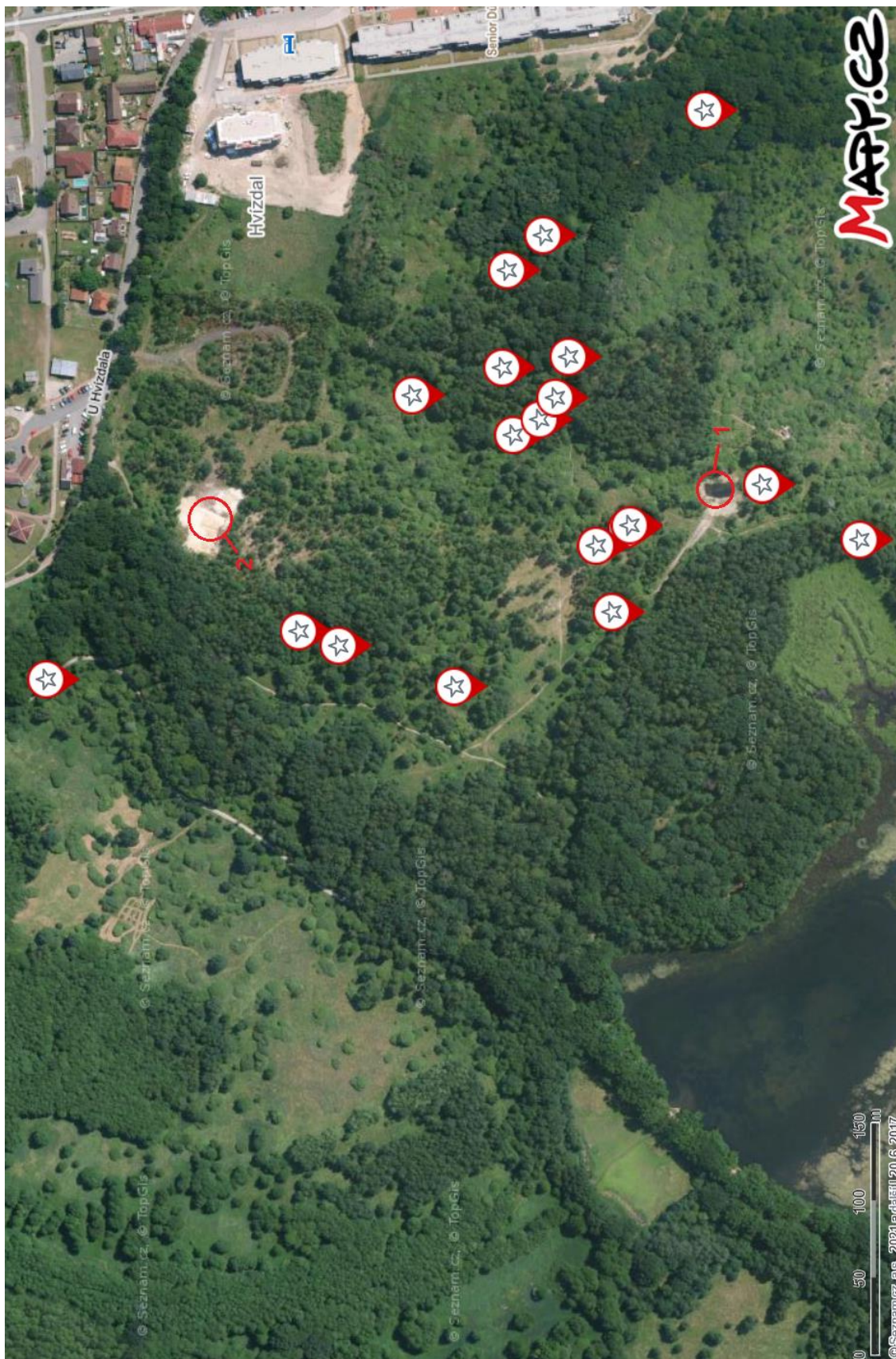
Obrázek 7: Tůň Cedule v září 2019. Autor: Tereza Maxerová.



Obrázek 8: Tůň Hrobka v září 2017. Autor: Tereza Maxerová.



Obrázek 9: Nastražená vrš v tůň Cedule v září 2019. Autor: Tereza Maxerová.



Obrázek 10: Poloha dalších tůní v okolí studovaných lokalit 1 – Řezanová tůň a 2 – Jíloviště.

Zdroj:

<https://mapy.cz/zakladni?moje-mapy&x=14.4439886&y=48.9946497&z=17&base=ophoto&cat=mista-trasy>.



Obrázek 11: Přihnojování Starého vrbenkého rybníka, který je součástí PR a EVL Vrbenské rybníky (duben 2021). Autor: Tereza Maxerová.